

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

BRUNO MARTINS GURGATZ

**AVALIAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO FINO, FULIGEM E POLUENTES
GASOSOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ**

MATINHOS

2018

BRUNO MARTINS GURGATZ

**AVALIAÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO FINO, FULIGEM E POLUENTES
GASOSOS NA REGIÃO PORTUÁRIA DE PARANAGUÁ**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Desenvolvimento Territorial Sustentável, no Curso de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável do Setor Litoral, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Arantes Reis
Coorientador: Prof. Dr. Ricardo H. M. Godoi

MATINHOS

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte

363.7392

G942a Gurgatz, Bruno Martins

Avaliação de material particulado fino, fuligem e poluentes gasosos na região portuária de Paranaguá / Bruno Martins Gurgatz. – Matinhos, 2018. 102 p.

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Territorial Sustentável) – Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral, Matinhos – PR, 2018.

Orientador: Rodrigo Arantes Reis.

Coorientador: Ricardo H. M. Godoi.

1. Ar – Poluição – Paranaguá. 2. Áreas portuárias. 3. Portos – Paranaguá. 4. Portos – Aspectos ambientais. I. Reis, Rodrigo Arantes. II. Godoi, Ricardo H. M. III. Universidade Federal do Paraná. Setor Litoral. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável. IV. Título.

Biblioteca da Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral
Ficha catalográfica elaborado por: Fabrício Silva Assumpção – CRB-9/1867



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR LITORAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DESENVOLVIMENTO
TERRITORIAL SUSTENTÁVEL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em DESENVOLVIMENTO TERRITORIAL SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **BRUNO MARTINS GURGATZ** intitulada: **Avaliação de material particulado fino, fuligem e poluentes gasosos na região portuária de Paranaguá**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

MATINHOS, 26 de Março de 2018.


RODRIGO ARANTES REIS
Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


ANA FLÁVIA LOCATELI GODOI
Avaliador Externo (UFPR)


LUCIANA VIEIRA CASTILHO WEINERT
Avaliador Interno (UFPR)

A todos aqueles
que não tem escolha.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, que me possibilitaram chegar até aqui. Sem vocês, eu não teria todas as oportunidades, suporte nos momentos difíceis, e as possibilidades de escolha que tive na vida até hoje.

Ao meu orientador Rodrigo Arantes Reis, que desde 2009 contribuiu para minha formação humana e profissional, sendo uma amizade que ultrapassa os muros da universidade. Da mesma maneira, agradeço às valiosas contribuições e trocas de idéias com os professores Emerson Joucoski, Luciano Huergo, Jacob Keim, Liliani Tiepolo. Por todo conhecimento e companheirismo provido, meus sinceros agradecimentos.

Neste processo, tive a oportunidade de trabalhar em um laboratório extremamente profissional, e que enriqueceu de maneira imensurável a minha caminhada. Agradeço aqui ao Lacaut (Laboratório de Análises de Combustíveis Automotivos), e a todas as pessoas que me auxiliaram e enriqueceram essa experiência: Ariadina Maria Tonetti, Guilherme Borillo, Douglas Mancini, Sérgio Gonçalves, Cybelli Barbosa, Gabriela Polezer, Fábio Valebona e Anna Luisa. Agradeço especialmente ao meu coorientador Ricardo Godoi, por ter nos acolhido e orientado desde o primeiro contato.

À banca de avaliação, composta pela professora doutora Luciana Weinert e Ana Flavia Locateli Godoi, que contribuíram de maneira excepcional ao trabalho.

À delegacia da Receita Federal de Paranaguá, na figura de Rafael Braga, que desde o início estabeleceu uma cooperação rica e proveu todos os esforços necessários para a realização do trabalho. Da mesma forma, agradeço aos seguranças Rafael Santos e Edywan Ribeiro, que nos receberam até nos finais de semana, para que tudo ocorresse bem.

À todas as instituições que acolheram este trabalho: Ao Colégio Cidália, Didio e Bento Munhoz, à garagem da prefeitura de Paranaguá, à UNESPAR Campus Paranaguá, ao IFPR Paranaguá e a UBS de Alexandra. Agradeço a todos que trabalham nestes locais pela recepção e contribuição nos trabalhos desenvolvidos.

Este trabalho não seria possível sem a cooperação dos acadêmicos Felipe Foroni, Júlia Albrecht, Thamyres Sant'ana, Geovana Vilharquide, Larissa Baran, Matheus Meduna. Agradeço a todos pela companhia e espero que possamos nos

encontrar como grandes pesquisadores no futuro. Em mesmo grau, agradeço aos meus amigos Gleisson Mohr, Alexandre Arins, Valner Wasilewski, Ruth Catão, por todo o suporte extremamente necessário e as experiências providas há tempos.

Por fim, agradeço ao programa de pós-graduação em Desenvolvimento Territorial Sustentável da UFPR Litoral pela experiência como um todo, e a Capes pelo financiamento.

A todos aqueles que influenciaram em minha caminhada. Meus sinceros agradecimentos.



(André Dahmer, malvados.com.br)

RESUMO

A poluição atmosférica é um dos maiores riscos ambientais da atualidade, perfazendo mundialmente sete milhões de óbitos, sendo principalmente responsável por doenças cardíaco-respiratórias, interferências neurológicas crônicas entre outros problemas de saúde. As instalações portuárias e os complexos industriais agregados à esta atividade são emissores de poluentes ao ar, e os custos ambientais deste impacto podem chegar aos milhares de dólares, como já estimado em diversos portos ao redor do mundo. Devido a dimensão do problema, a qualidade do ar é prioridade ambiental dos portos Europeus desde 2013. Apesar desta sinalização correta da comunidade Européia, pouco se sabe sobre a emissão de poluentes atmosféricos nos portos brasileiros. O objetivo deste trabalho é um primeiro inventário de poluentes atmosféricos no município portuário de Paranaguá, com foco no entorno da área portuária, avaliando material particulado fino, fuligem e poluentes gasosos (NO_2 e SO_2) através de diversos métodos, buscando assim se determinar as fontes de emissão e risco de mortalidade associado a tais poluentes. Foram identificados altos níveis de Material Particulado Fino em Paranaguá, com média anual de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e 34 episódios superiores a $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ano de 2017, valores que superam as indicações de limites propostas pela Organização Mundial da Saúde ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual, e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média diária). A partir disto, calculou-se que há um risco de 3% de mortalidade na região portuária de Paranaguá devido ao $\text{PM}_{2,5}$ no ano de 2017. Os episódios de maiores concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ ocorreram principalmente com ventos no sentido "porto-cidade". Adicionalmente, os níveis de NO_2 e SO_2 identificados estiveram próximos aos níveis encontrados em grandes centros urbanos, com médias anuais de 24 e $7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. A média obtida para o monitoramento de fuligem (BC) foi de $1988 \text{ ng}/\text{m}^3$, com 19 episódios acima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Os terminais portuários apresentaram contribuições significativas para as concentrações de material particulado fino, enquanto a navegação oceânica apresenta maiores contribuições para as concentrações de SO_2 e fuligem. Por fim, identificou-se uma tendência dos maiores níveis de fuligem estarem relacionados com os episódios de maré alta, o que sugere a influência da dinâmica de movimentação de embarcações na baía de Paranaguá para qualidade do ar na região. O fluxo de caminhões surge ainda como uma fonte móvel de NO_2 . A partir desta realidade, indica-se que a atividade portuária, subdividida entre o funcionamento dos terminais portuários, a navegação oceânica e o tráfego de veículos de grande porte impacta em uma redução na qualidade de vida da população de Paranaguá, seja causando/potencializando doenças cardiovasculares e respiratórias nos episódios de altas concentrações, seja pelo aumento no risco de mortalidade causado pela exposição crônica à poluentes de grande probabilidade de deposição no sistema respiratório.

Palavras-chave: Porto de Paranaguá. Poluição Atmosférica. Atividade Portuária.

ABSTRACT

It is estimated that air pollution-related diseases killed seven million people in 2012 worldwide, mainly responsible for cardio-respiratory diseases, chronic neurological interferences and other health problems. Port facilities and near industrial complexes are sources of air pollutants, and the environmental costs of this impact can reach thousands of dollars, as already estimated in several ports around the world. Due to the size of the problem, air quality has been an environmental priority for European ports since 2013. The objective of this work is a first inventory of atmospheric pollutants in the city of Paranaguá, focusing on the port area, evaluating fine particulate matter, soot and gaseous pollutants (NO_2 and SO_2) with different methods, in order to determine the sources of emission and risk associated with such pollutants. High levels of Fine Particulate Material were identified in Paranaguá, with an annual average of $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, and 34 episodes higher than $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in 2017, values that exceed the limits proposed by the World Health Organization ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ of annual average, and $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for daily average). From this, it was estimated that there is a 3% mortality risk in the Paranaguá port region due to $\text{PM}_{2.5}$ in 2017. The episodes of higher concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ occurred mainly in the "port-city" direction. Additionally, the levels of NO_2 and SO_2 were close to the levels found in large urban centers, with annual averages of 24 and $7.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively. The average soot monitoring (BC) was $1988 \text{ ng}/\text{m}^3$, with 19 episodes above $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The port terminals presented significant contributions to the concentrations of fine particulate matter, while ocean navigation presents greater contributions to the concentrations of SO_2 and soot. Finally, a tendency was identified for the higher levels of soot to be related to the episodes of high tide, which suggests the influence of the dynamics of vessel movement in the bay of Paranaguá for air quality in the region. The truck traffic is linked as a mobile source of NO_2 . It is indicated that the port activity, subdivided between the operation of the port terminals, ocean navigation and the traffic of large vehicles impacts on a reduction in the quality of life of the population of Paranaguá, either causing/potentiating diseases cardiovascular and respiratory events in high concentration episodes, or due the increased risk of mortality caused by chronic exposure to pollutants with a high probability of deposition in the respiratory system.

Key-words: Paranaguá Harbor. Atmospheric Pollution. Port Activities.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO	18
FIGURA 2 - DEPOSIÇÃO DE MP NO SISTEMA RESPIRATÓRIO	18
FIGURA 3 - PARTÍCULAS ENCONTRADAS EM CÉREBROS HUMANOS	20
FIGURA 4 - IMAGENS DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE DIFERENTES AGREGADOS DE FULIGEM.	21
FIGURA 5 - LOCALIZAÇÃO DE PARANAGUÁ	31
FIGURA 6 - LOCALIZAÇÃO DO PONTO DE AMOSTRAGEM.....	36
FIGURA 7 - ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DE SEPARAÇÃO DE PARTÍCULAS POR TAMANHO.....	37
FIGURA 8 - MATERIAIS UTILIZADOS NA AMOSTRAGEM DE MATERIAL PARTICULADO FINO	38
FIGURA 9 - BALANÇA UTILIZADA PARA DETERMINAÇÃO DE PM _{2,5}	39
FIGURA 10 - AETALÔMETRO.....	41
FIGURA 11 - PONTOS DE AMOSTRAGEM DE GASES	44
FIGURA 12 - AMOSTRADOR PASSIVO	45
FIGURA 13 - FREQUÊNCIA DOS VENTOS DE PARANAGUÁ	48
FIGURA 14 - MÉDIAS DE UMIDADE TEMPERATURA EM PARANAGUÁ.....	49
FIGURA 15 - PRECIPITAÇÃO EM PARANAGUÁ	49
FIGURA 16 - DISTRIBUIÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO FINO EM PARANAGUÁ EM 2017	51
FIGURA 17 - BOXPLOT DOS NÍVEIS MENSIS DE PM _{2,5} EM PARANAGUÁ.....	55
FIGURA 18 - POLARPLOT DE DISTRIBUIÇÃO DE PM _{2,5} EM PARANAGUÁ	57
FIGURA 19 - FREQUÊNCIAS DE DIREÇÃO DO VENTO E NÍVEIS DE PM _{2,5}	57
FIGURA 20 - DISTRIBUIÇÃO DOS VENTOS OBTIDOS A PARTIR DE TRAJETÓRIA REVERSA PELO MÉTODO HYSPLIT.....	58
FIGURA 21 - TRAJETÓRIAS REVERSAS DOS DIAS DE MAIOR CONCENTRAÇÃO	59
FIGURA 22 - TRAJETÓRIA REVERSA DOS DIAS DE MENOR CONCENTRAÇÕES	60
FIGURA 23 - COMPARAÇÃO ENTRE PM _{2,5} E MOVIMENTAÇÃO DE MERCADORIAS EM PARANAGUÁ.....	62

FIGURA 24 - COMPARAÇÃO ENTRE $PM_{2,5}$ E MOVIMENTAÇÃO DE ADUBO EM PARANAGUÁ.....	63
FIGURA 25 - RELAÇÃO LINEAR ENTRE AS MÉDIAS MENSAS DE $PM_{2,5}$ E IMPORTAÇÃO DE ADUBO EM PARANAGUÁ (EM TONELADA).....	63
FIGURA 26 - CALENDARPLOT DE FULIGEM NO PERÍODO AMOSTRADO EM PARANAGUA.....	67
FIGURA 27 - SÉRIE TEMPORAL DOS RESULTADOS OBTIDOS COM O MONITORAMENTO DE FULIGEM EM PARANAGUÁ COM DIFERENCIAÇÃO ENTRE BC _{bb} E BC _{ff}	67
FIGURA 28 - VARIAÇÕES TEMPORAIS DE FULIGEM EM PARANAGUÁ	68
FIGURA 29 - BC E DIREÇÃO DO VENTO POR MÉDIAS MENSAS.....	69
FIGURA 30 - BC E DIREÇÃO DO VENTO	70
FIGURA 31 - POLARPLOT DE BC EM PARANAGUÁ	71
FIGURA 32 - POLARPLOT SUAVIZADO DE BC EM PARANAGUÁ.....	72
FIGURA 33 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM NÍVEIS DE MARÉS.....	73
FIGURA 34 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM MARÉ DE LUA CHEIA	74
FIGURA 35 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM MARÉ DE LUA NOVA.....	74
FIGURA 36 - RESULTADOS DAS AMOSTRAGENS DE NO_2 AO LONGO DO PERÍODO ESTUDADO, POR PONTO DE AMOSTRAGEM.....	77
FIGURA 37 - DISTRIBUIÇÃO DE NO_2 EM PARANAGUÁ.....	78
FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO MENSAL DE NO_2 EM PARANAGUÁ NO PERÍODO ESTUDADO.	80
FIGURA 39 - DISTRIBUIÇÃO DAS MÉDIAS MENSAS DE SO_2 EM PARANAGUÁ.	82
FIGURA 40 - DISTRIBUIÇÃO POR PONTO DOS NÍVEIS DE SO_2 EM PARANAGUÁ.....	82
FIGURA 41 - DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS NÍVEIS DE SO_2 EM PARANAGUÁ.	83

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	MATERIAL PARTICULADO	17
2.1.1	Fuligem.....	20
2.2	POLUENTES GASOSOS	22
2.3	PORTOS E A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	23
2.3.1	A Problemática Da Poluição Atmosférica Portuária No Brasil	25
2.3.2	Monitoramento Da Qualidade Do Ar Nos Principais Portos Brasileiros	26
3	CENÁRIO DA PESQUISA	30
4	OBJETIVOS	34
4.1	OBJETIVO GERAL.....	34
4.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	34
5	MÉTODOS	35
5.1	AVALIAÇÃO DE PM _{2,5}	35
5.1.1	Processo Gravimétrico	38
5.1.2	Risco Relativo de Mortalidade	39
5.1.3	Fração de Fuligem.....	40
5.2	MONITORAMENTO DE FULIGEM.....	41
5.3	AVALIAÇÃO DE POLUENTES GASOSOS.....	43
5.3.1	Locais de Amostragem	43
5.3.2	Etapas analíticas	44
5.4	ANÁLISE DE VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E OUTRAS	46
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
6.1	CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS DE PARANAGUÁ NO PERÍODO ESTUDADO	48
6.2	AVALIAÇÃO DE PM _{2,5} E SUA FRAÇÃO DE FULIGEM	50
6.2.1	PM _{2,5} , Direção Do Vento E Trajetória Reversa	56
6.2.2	PM _{2,5} E A Movimentação De Cargas No Porto De Paranaguá.....	62
6.2.3	Risco Relativo de Mortalidade	64
6.3	MONITORAMENTO DE FULIGEM.....	65
6.3.1	Direção Do Vento e Fuligem.....	69
6.3.2	Fuligem e Ciclo De Marés	73

6.4	AVALIAÇÃO DE POLUENTES GASOSOS	75
6.4.1	Dióxido de Nitrogênio	75
6.4.2	Dióxido de Enxofre	80
6.4.3	Comparação com estudos prévios	84
7	PARANAGUÁ E O RISCO AMBIENTAL	87
8	CONCLUSÕES	89
	REFERÊNCIAS.....	91

1 INTRODUÇÃO

A poluição consiste na presença de uma substância em valores diferentes aos encontrados na natureza, na maioria das vezes, resultante de atividades humanas, capazes de causar dano ao ser humano, animais, vegetais ou materiais. Os principais poluentes atmosféricos podem ser separados em compostos gasosos e material particulado (MP ou aerossóis) (KAMPA; CASTANAS, 2008). Reconhecida como um dos maiores problemas de saúde pública mundialmente, a poluição do ar é responsável por diversos efeitos na saúde, desde doenças cárdio-respiratórias, até interferências neurológicas crônicas e mortes (CHEN et al., 2015). Somente no ano de 2012 estimou-se que a poluição do ar foi responsável por sete milhões de óbitos (WHO, 2014).

A investigação sobre estas substâncias e sua presença no ambiente iniciou-se a partir de episódios isolados, nos quais a poluição atmosférica alcançou níveis extremos e foi possível estabelecer relações entre atividades poluidoras e desfechos na saúde, mesmo que os efeitos diretos ainda fossem difíceis de detectar (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002). Em 1985, um episódio de *smog* na Alemanha apresentou altos números de internações e mortes em relação a uma área controle. No mesmo período, na Holanda, foi identificado um declínio na capacidade pulmonar de crianças, efeito que durou cerca de duas semanas (WICHMANN et al., 1989; HOEK et al., 1990).

A partir dos anos 90, estudos conhecidos como *time-series* se tornaram mais populares, pois apresentavam vantagens como a compreensão da variabilidade climática, o uso de populações controle, além da disponibilidade de dados coletados rotineiramente (BRUNEKREEF; HOLGATE, 2002). Shah et. al. (2013) realizaram um processo de revisão de estudos *time-series* nos principais poluentes gasosos e material particulado, visando compreender as relações de tais compostos com insuficiência cardíaca (internações e morte) encontrando associações positivas relevantes para Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Enxofre (SO₂) e Dióxido de Nitrogênio (NO₂).

No Brasil, os primeiros estudos surgiram em São Paulo e Cubatão, primeiramente utilizando ratos para determinação dos efeitos biológicos da poluição atmosférica (GYÖRGY MIKLÓS BÖHM et al., 1989; REYMÃO et al., 1997) e posteriormente analisando a mortalidade de crianças em relação a diversos

poluentes, encontrando Óxidos de Nitrogênio (NOx) como principal agravante (SALDIVA et al., 1994).

Braga et al. (2001), através de análise de estudos relacionados ao efeito da poluição atmosférica na saúde humana concluíram que concentrações de poluentes atmosféricos podem acarretar afecções agudas e crônicas no tracto respiratório, mesmo em concentrações abaixo dos padrões de qualidade do ar determinados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Outra questão importante para a compreensão da relação entre qualidade do ar e saúde é a condição social envolvida. Diversos estudos tem mostrado que pessoas negras e/ou em inferior situação socioeconômica podem estar mais propensas a sofrer os impactos da poluição (SEXTON et al., 1993; SEXTON, 1997; O'NEILL et al., 2003). Outro fator que pode influenciar em seu nível de exposição é o local de residência, neste sentido pessoas de baixa renda tendem a viver próximas de rodovias, aonde há menor valorização dos imóveis e maior exposição à poluição (O'NEILL et al., 2003).

Os riscos relativos a poluição atmosférica se tornam relevantes na modernidade. Anteriormente, os riscos eram pessoais, ou seja, produzidos e assumidos individualmente. Na modernidade, os riscos surgem como ameaças globais, sendo produzidos no estágio mais avançado do desenvolvimento das forças produtivas que visam o crescimento econômico, principalmente após o período da revolução industrial. Além disso, os riscos relativos a poluição atmosférica escapam a capacidade perceptiva humana imediata, e o conhecimento adquire uma nova relevância política (BECK, 2010). Aqui é importante destacar o trabalho de FAJERSZTAJN (2013) que identifica que, em geral, países que produzem mais informações relativas à poluição atmosférica possuem um maior controle de suas emissões. Considerando que os níveis de poluentes no ar estão positivamente relacionados ao crescimento econômico, a produção de informação relativa ao tema é um requisito básico para que autoridades locais resolvam conflitos entre o modelo de desenvolvimento vigente e a saúde humana.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

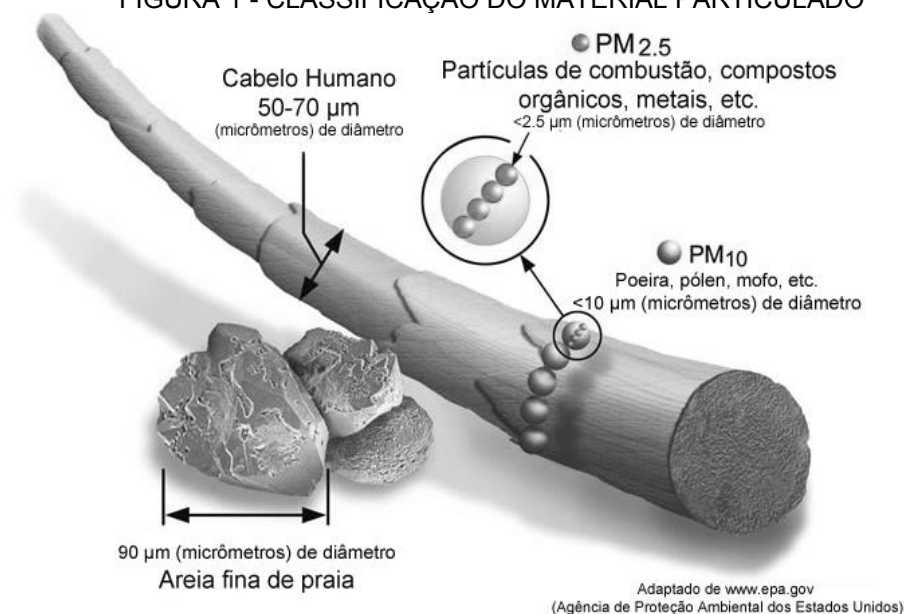
2.1 MATERIAL PARTICULADO

O Material Particulado (PM, do inglês, *Particulate Matter*) é uma mistura de partículas sólidas e/ou líquidas presentes na atmosfera, com tamanho e densidade suficientemente pequenos para que permaneça por determinado tempo em suspensão. Também conhecido como aerossóis, consiste em uma classificação física de partículas encontradas no ar, como poeira, fuligem, fumaça e gotículas líquidas, sendo assim, não são uma substância, mas uma mistura de vários componentes (BRAGA et al., 2001; POLEZER, 2015).

Podem ser provenientes de fontes naturais ou antropológicas. Dentre as naturais, destaca-se o *spray* marinho proveniente da formação de bolhas no oceano por atividade biológica e a suspensão de poeira dos desertos. Quanto as antropológicas, destaca-se a emissão proveniente da queima de combustíveis fósseis e biomassa. A distinção entre natural ou antropogênico pode ser detectada através de análises de composição, pois existe uma grande correlação entre os valores encontrados naturalmente na crosta terrestre com os valores atmosféricos (BRIMBLECOMBE, 1996).

Os aerossóis são comumente divididos em PTS (Partículas Totais em Suspensão), PM₁₀ ou “inaláveis” (menor ou igual a 10 µm de diâmetro) e PM_{2,5} ou “finas” (menor ou igual a 2,5 µm de diâmetro), como ilustrado na FIGURA 1.

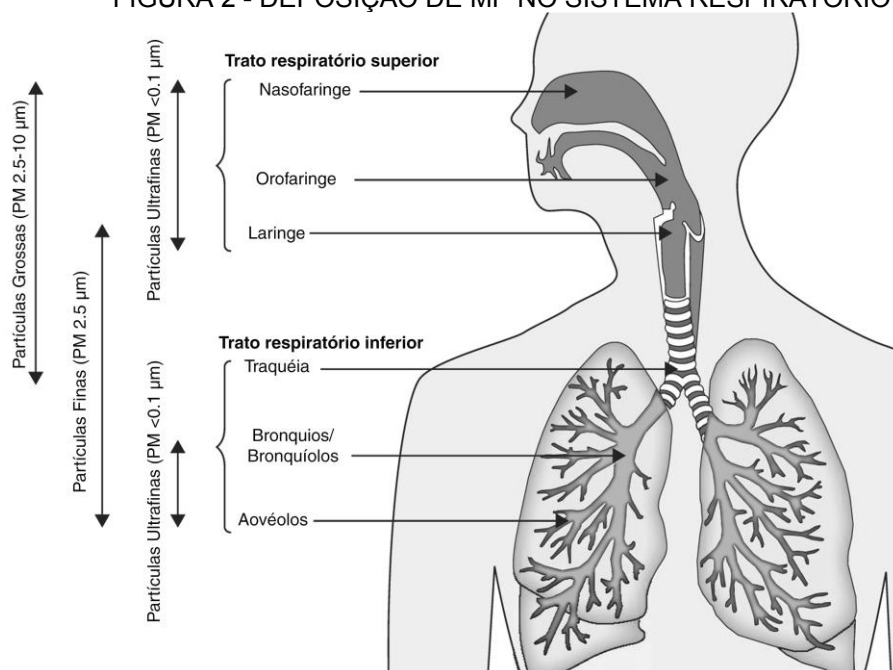
FIGURA 1 - CLASSIFICAÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO



Frações do material particulado em comparação ao tamanho de grãos de areia e fio de cabelo.
Traduzido de US Environmental Protection Agency, disponível em <http://www.epa.gov>.

Exalta-se que o tamanho da partícula está relacionado à probabilidade de efeitos na saúde, sendo que quanto menor seu tamanho, maior possibilidade de deposição em áreas mais profundas do sistema respiratório, como ilustrado na FIGURA 2(US EPA, S/Data; BRAGA et al., 2001; BROOK et al., 2010).

FIGURA 2 - DEPOSIÇÃO DE MP NO SISTEMA RESPIRATÓRIO



Prováveis áreas de deposição das diferentes frações de material particulado no sistema respiratório humano. Traduzido de Guarnieri e Balmes (2014).

O $PM_{2,5}$ é compreendido atualmente como um dos poluentes com maiores efeitos na saúde, sendo classificado como uma das principais causas de mortalidade mundialmente. Estudos encontraram que o aumento de $10 \mu g/m^3$ na concentração atmosférica deste poluente resulta em acréscimo de 6 % de mortalidade geral e 11% para mortalidade por problemas cardiovasculares (LIM et al., 2012; HOEK et al., 2013).

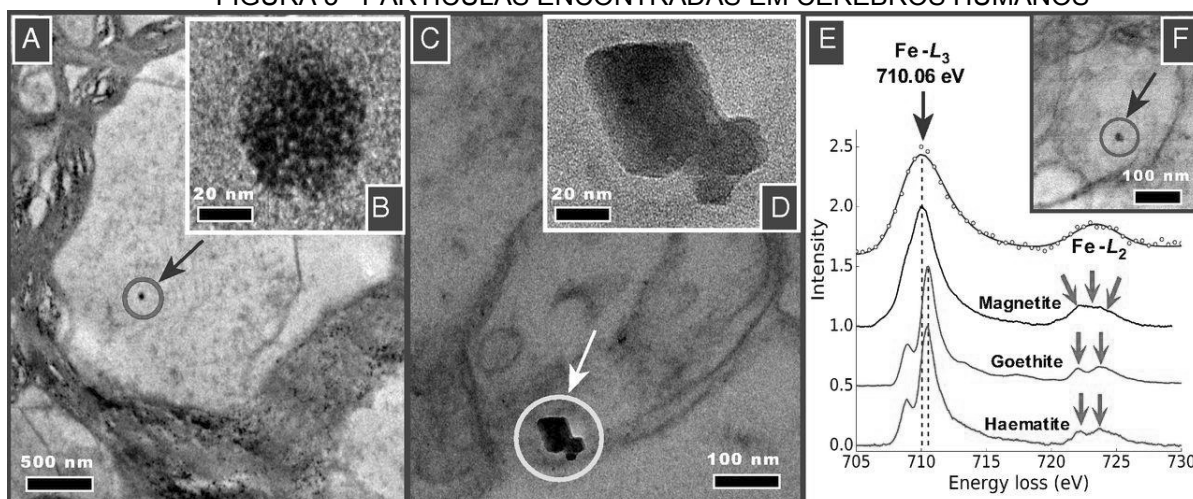
A Organização Mundial da Saúde recomenda limites no ambiente de no $10 \mu g/m^3$ de $PM_{2,5}$ de média anual, e de $25 \mu g/m^3$ para a média diária (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006). Apesar disso, diversos países não seguem estes padrões, nos Estados Unidos, por exemplo, o padrão primário para $PM_{2,5}$ anual é de no máximo $12,0 \mu g/m^3$, enquanto o diário é de no máximo $35 \mu g/m^3$, sendo que as partículas totais (PTS) não são regulamentadas desde 1971 (US EPA, 2014). Indo além, temos países como o Brasil, onde somente o PTS e o PM_{10} são regulamentadas quanto a seus limites no ambiente, conforme Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 3 de 28/06/1990, que devido a não ser atualizada constantemente, não apresenta nenhuma regulação quanto ao $PM_{2,5}$.

O estado de São Paulo, através do Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013 definiu limites mais rígidos que o padrão nacional, além de incluir o material particulado fino na sua lista de poluentes regulados. Esta tendência está condizente com a discussão proposta por FAJERSZTAJN (2013), pois o estado, dentre as federações brasileiras, é o que mais produz conhecimento relativo a poluição atmosférica, com estudos sendo realizados desde a década de 1970, com a criação da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) (ANDRADE et al., 2017). O estado do Paraná também apresenta legislação própria quanto a poluição atmosférica (Resolução Nº 016/2014-SEMA), entretanto estes ainda estão baseados nos padrões nacionais. Atualmente, estuda-se a possibilidade de ampliação destes padrões, de maneira a se ampliar concomitantemente os poluentes monitorados no Estado, incluindo o material particulado fino.

Recentemente, foram relatados efeitos adversos deste poluente sobre o declínio cognitivo e acelerado envelhecimento cerebral. Alguns trabalhos apresentaram que menores desempenhos cognitivos foram encontrados entre pessoas mais velhas que residem em bairros com altos níveis de exposição a $PM_{2,5}$ (GATTO et al., 2014; AILSHIRE; CLARKE, 2014). No mesmo sentido, um importante

estudo recente aponta a associação entre poluição atmosférica, especificamente $PM_{2.5}$, e a diminuição da massa encefálica em mulheres adultas, indicando relação direta entre a poluição e o desenvolvimento cerebral (CHEN et al., 2015). Além disso, recentemente foram encontradas partículas nanométricas de magnetita, comumente encontradas no material particulado de áreas urbanas, em cérebros analisados por diversas técnicas de microscopia e espectroscopia (FIGURA 3), este resultado é significativo pois níveis elevados de magnetita estão relacionadas a incidência de doenças neurodegenerativas como a doença de Alzheimer (MAHER et al., 2016).

FIGURA 3 - PARTÍCULAS ENCONTRADAS EM CÉREBROS HUMANOS

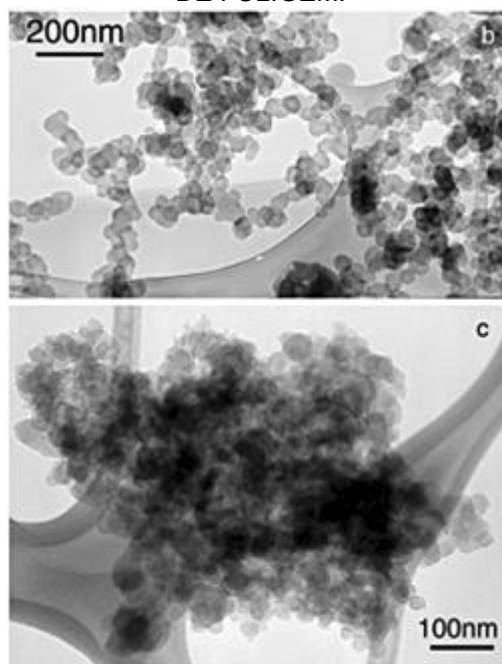


Partículas de magnetita encontradas em cérebros humanos. A,B,C e D: Detalhes das partículas em diversas técnicas de microscopia. E e F: Análise de espectroscopia de perda de energia de elétrons em uma determinada partícula, determinando sua composição. Retirado de MAHER et al. (2016).

2.1.1 Fuligem

A fuligem, também conhecida como *Black Carbon* (BC) é uma fração do aerosol composta por carbono, em geral, proveniente da queima incompleta de combustíveis à base de carbono, como o petróleo ou carvão. É insolúvel em água, o que diminui seu carregamento por processos de precipitação, e forma agregados de partículas (FIGURA 4) com baixa reatividade química com outros componentes da atmosfera. Sua principal característica é a grande absorção de luz visível, o que faz deste um poluente de interesse quanto à compreensão de fatores climáticos (BOND et al., 2013; PETZOLD et al., 2013).

FIGURA 4 - IMAGENS DE MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE DIFERENTES AGREGADOS DE FULIGEM.



Fonte: Bond et al. (2013).

A fuligem tem como principais fontes de emissão são a queima de combustíveis fósseis para transporte, combustíveis sólidos para uso industrial e residencial, além da queima de florestas e savanas. Sua formação se dá quando há oxigênio insuficiente para a combustão completa, ou mesmo em zonas da queima aonde surgem zonas de pouca oxigenação devido à má mistura dos compostos. Seu tempo de permanência na atmosfera é de aproximadamente uma semana, sendo sua remoção principalmente por deposição seca ou úmida. (BOND et al., 2013).

Com relação aos impactos na saúde, foram encontrados relações entre este poluente e ocorrência de câncer pulmonar, mortalidade por causas cardiovasculares e efeitos no sistema nervoso. Além disso, identificou-se que o acréscimo de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de fuligem na atmosfera tem mais efeitos nos níveis de mortalidade e morbidade que o mesmo acréscimo de $\text{PM}_{2,5}$ ou PM_{10} , apresentando cerca de 60% de risco de mortalidade no acréscimo de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (JANSSEN et al., 2011; GRAHAME et al., 2014; SEGERSSON et al., 2017). Apesar disso, não existem ainda valores recomendados para limites de fuligem.

2.2 POLUENTES GASOSOS

Além dos aerossóis, os poluentes gasosos também apresentam um papel importante na discussão sobre contaminantes atmosféricos. Dentre eles, destacam-se o Dióxido de Enxofre (SO_2) Dióxido de Nitrogênio (NO_2).

O NO_2 é um poluente altamente relacionado a emissões veiculares, constituindo assim um bom indicador destas atividades (KATSOUYANNI, 2003; KAMPA; CASTANAS, 2008), sendo que estudos estimaram que a concentração deste poluente varia linearmente em relação à distância de uma rodovia (GILBERT et al., 2003; PLEIJEL et al., 2004). Devido a estreita relação com o tráfego, este é um poluente importante para avaliação em países em desenvolvimento, principalmente devido ao acréscimo no número de veículos e a baixa manutenção de parte da frota (HAN; NAEHER, 2006).

É reconhecido na literatura que o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de na exposição ao NO_2 pode resultar em acréscimo de 5 % de mortalidade (HOEK et al., 2013) e que os níveis deste poluente estão amplamente relacionados à disfunções pulmonares (GÖTSCHI et al., 2008). A Organização Mundial da Saúde sugere padrões de limites de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de média anual, e $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para média de 1 hora (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006). As emissões de NO_2 são altamente relacionadas a emissões provenientes da queima de diesel, que, em 2012, a Agência para pesquisa sobre Câncer, parte da Organização Mundial da Saúde, classificou como carcinogênicas, após ampla revisão de estudos que encontraram relação causal entre a exposição às emissões e o desenvolvimento de câncer (IARC, 2012).

Quanto ao SO_2 , sua emissão em geral ocorre devido à queima de combustíveis que contém enxofre em sua composição, como óleos pesados ou carvão. O fato de ser um composto acidificante altamente solúvel em água faz deste um poluente de grande importância tanto para o ambiente natural quanto para o patrimônio cultural. Embora os níveis continentais deste poluente estejam decaindo, principalmente pelo fato de ser amplamente legislado por todo o mundo, sua emissão por tráfego marinho vem aumentando nos últimos anos (ENDRESEN et al., 2005; NUNES et al., 2017).

O SO_2 afeta principalmente pessoas que já apresentem asma ou bronquite, causando inflamações, aumentando as chances de infecções do trato respiratório, e em casos extremos, aumentando o número de internações por fatores cardíacos

(WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006). Outro fator importante são os grupos que apresentam maior risco quando expostos, sendo que Zheng et al. (2013) encontraram relações significativas entre níveis de NO₂ e SO₂ com o aumento no número de admissões hospitalares por causas cardíacas e cardiovasculares, principalmente entre maiores de 65 anos. A Organização Mundial da Saúde sugere padrões de limites de 20 µg/m³ de média diária, e 500 µg/m³ para média de 10 minutos (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006).

Além dos efeitos para a saúde, tanto NO₂ como SO₂ trazem riscos ao patrimônio cultural, devido ao seus potenciais efeitos de deterioração. Desta forma, sua avaliação se torna necessária tanto em museus quanto em monumentos expostos ao ar livre (ALLEN et al., 2000, p. 2; GODOI et al., 2006; GODOI; CARNEIRO; et al., 2013; VAROTSOS et al., 2009).

O monitoramento contínuo automatizado destes poluentes pode gerar altos custos, desta forma, alternativas como o monitoramento passivo surgem como uma maneira de se compreender a situação de determinados ambientes em determinado período de tempo. Estes amostradores coletam os analitos através de substâncias químicas que reagem com os compostos de interesse que estejam na atmosfera. Como desvantagem, existe a influência de fatores ambientais, como temperatura e umidade, que devem ser levados em consideração no momento da amostragem (MARCÉ et al., 2015). Tal método é considerado válido inclusive para áreas tropicais e florestas (AYERS et al., 1998; COX, 2003; SWAANS et al., 2007; CAMPOS et al., 2010).

2.3 PORTOS E A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Considerado como um dos pilares da globalização, o transporte marítimo desempenha um papel central na exploração de mercados de trabalho de baixo custo em países em desenvolvimento (CORBETT; WINEBRAKE, 2008), desta forma, no contexto dos países do sul, essencialmente produtores de *commodities*, a exportação se dá principalmente a partir de seus recursos brutos, que virão a ser processados mais próximos do seu mercado final.

Inicialmente movido por carvão, o transporte marítimo foi gradativamente adotando o óleo combustível devido ao ganho de performance e o custo reduzido, o

que fez com que até 1950, praticamente toda a frota já houvesse adotado esta tecnologia. Apesar disso, tal combustível é composto pela fração pesada da destilação do petróleo, sendo um óleo viscoso e com níveis altos de contaminantes, dentre os quais, se destaca o enxofre (ENDRESEN et al., 2005; CORBETT; WINEBRAKE, 2008; PETROBRÁS, 2013).

Estima-se que o consumo de combustível de navio (bunker), em levantamento realizado em 2004 seja de 217 Megatoneladas (Mt) no ano, sendo que os navios petroleiros, de transporte de containeres e de grãos consumam juntos cerca de 50% do combustível de navio (bunker) utilizado na frota mundial. Além disso, 11 Mt (5% do total) deste óleo é consumido em operações dentro dos portos.

O último levantamento das emissões de gases de efeito estufa realizado pela Organização Marítima Internacional estima que em 2012 foram emitidos 938 milhões de toneladas de CO₂ para atmosfera devido ao transporte marítimo, o que corresponde a 2,6% de toda emissão. Quanto a outros poluentes, as emissões médias anuais entre 2007 e 2012 pelo transporte marítimo estão em cerca de 20,9 milhões de toneladas de NO_x e 11,3 milhões de toneladas para SO₂, o que representa 15% e 13% de toda emissão antropogênica respectivamente (SMITH et al., 2014).

As emissões de material particulado relacionadas ao transporte marítimo são responsáveis por cerca de 60.000 mortes anuais mundialmente, com maior predominância nas principais rotas de comércio, como Ásia e Europa. Isto se dá principalmente pela emissão de 1.2 a 1.6 milhões de toneladas de PM₁₀, 4,7 a 6,5 toneladas de SO_x e 5 a 6,9 toneladas de NO_x. Isso corresponde a 15 % do total de NO_x no planeta, e 5 a 8% do total de SO_x. Além disso, 70% de toda emissão dos navios ocorre em até 400km dos continentes, a partir de levantamentos realizados em 2007 (CORBETT et al., 2007).

Além da navegação, a atividade portuária traz consigo uma série de equipamentos que podem trazer impactos ambientais, tais como: Caminhões a diesel, trens, complexos industriais próximos, entre outros (BAILEY; SOLOMON, 2004). A própria movimentação de produtos pode se mostrar como uma grande fonte de poluentes. Em Barcelona, por exemplo, foi identificado que a inalação de poeira de soja, proveniente da descarga do produto no porto está relacionada aos diversos episódios de epidemia de asma que ocorreram entre 1985 e 1986 (ANTÓ et al., 1989).

Berechman e Tseng (2012) estimaram os custos das emissões provenientes do porto de Kaohsiung, em Taiwan, utilizando principalmente as emissões de material particulado e compostos orgânicos voláteis a partir de navios e caminhões, chegando ao expressivo número de 123 milhões de dólares por ano. Utilizando NO_x, SO₂ e PM_{2,5}, a estimativa para os principais portos da grécia estava entre 12,4 a 24,3 milhões de euros em 2013, com 2742,7 toneladas totais emitidas, mesmo com atividades prioritariamente turísticas (MARAGKOGIANNI; PAPAETHIMIOU, 2015).

A recorrente preocupação entre as emissões de particulados provenientes de grandes complexos industriais e portuários tem se tornando cada vez mais urgente. Quantificar e qualificar as possíveis relações entre a poluição atmosférica e sua nocividade para a saúde humana é ponto chave para gerir medidas mitigadoras.

2.3.1 A Problemática Da Poluição Atmosférica Portuária No Brasil

O complexo de atividades relacionadas à atividade portuária em determinado local é atualmente reconhecido no Brasil como “Porto Organizado”, sendo concebido pelo Sistema Portuário Nacional como: “bem público construído e aparelhado para atender a necessidades de navegação, de movimentação de passageiros ou de movimentação e armazenagem de mercadorias, e cujo tráfego e operações portuárias estejam sob jurisdição de autoridade portuária” (BRASIL, 2013).

Atualmente o Brasil dispõe de 34 portos públicos organizados marítimos (MESQUITA, 2015). Segundo classificação do Ranking dos portos brasileiros do Instituto de Pesquisa Básica e Aplicada (IPEA) (CAMPOS NETO et al., 2009), baseada nos critérios de área geográfica de influência; porte; participação do porto no comércio internacional do Brasil; número de setores de atividade econômica atendidos; âmbito de atuação; e valor agregado médio dos produtos transacionados, os maiores portos do Brasil são o Porto de Santos, de Paranaguá, do Rio de Janeiro, de Itajaí e de Vitória.

Apesar dos complexos industriais não obrigatoriamente se localizarem próximos à zona portuária, a logística de diversos setores se torna facilitada caso haja tal proximidade, e o surgimento de complexos industriais no entorno, concomitantemente com seus riscos ambientais da modernidade são prováveis. Monié e Vidal (2006) caracterizam três tendências das transformações portuárias

recentes. A primeira, se dá na modernização portuária na era industrial, visando melhorias operacionais e institucionais, pensando a problemática ambiental como algo a ser superado pela tecnologia.

Uma segunda tendência pensa o desenvolvimento de megaportos voltados a distribuição dos fluxos de comércio internacional. Tal via se mostra questionável, pois foca suas atividades numa rede global de multinacionais, com poucos ganhos para a região em que está instalada, criando contextos de desterritorialização. Esta opção é a que traz consigo a maior carga de problemas socioambientais, tanto pela poluição emitida, quanto por processos de gentrificação e injustiça ambiental.

A última via, caracterizada pela busca de uma integração entre cidade e porto, entende tal instalação como um instrumento de desenvolvimento regional, priorizando a agregação de valor aos bens transportados. Os autores ainda alertam que no Brasil, somente a experiência de Itajaí apresenta características desta última tendência.

2.3.2 Monitoramento Da Qualidade Do Ar Nos Principais Portos Brasileiros

Visando avaliar o impacto dos diversos modais de transporte quanto às emissões atmosféricas, o Instituto Energia e Meio Ambiente (IEMA), através de parcerias técnicas com órgãos governamentais desenvolveram inventários de emissão para o transporte aéreo, veículos automotores e ferroviário de cargas (INSTITUTO ENERGIA E MEIO AMBIENTE, 2011, 2012, 2014a). Neste sentido, é notável a necessidade de um estudo aprofundados sobre o impacto do transporte marinho e atividades portuárias no Brasil, o que muito provavelmente ocorra devido a complexidade que as dinâmicas portuárias e atividades agregadas proporcionam. Exalta-se que tais estudos são necessários para uma série de medidas de mitigação, definição de responsabilidades e planejamento de expansão dos modais de transportes do país.

Dentre os fatores que levam à falta deste tipo de informação está a incipiente rede de monitoramento da qualidade do ar no território brasileiro. Segundo levantamento do Instituto Energia e Meio Ambiente (2014b), somente 12 unidades da federação geram dados sobre qualidade do ar, número que, segundo os próprios órgãos ambientais consultados, se dá devido ao alto custo de implementação de uma rede. Dentre os recursos de alto custo necessários é possível citar a

necessidade de mão de obra especializada, a aquisição de equipamentos analíticos, seus materiais de consumo e peças de reposição.

Apesar das existências de diversos dispositivos de regulação da qualidade do ar, como o licenciamento ambiental e os limites máximos de emissão por fonte poluidora, a existência de uma rede de monitoramento da qualidade do ar é considerada essencial para o desenvolvimento de outros instrumentos de gestão ambiental, principalmente por trazer o aspecto temporal-espacial, podendo fornecer informações relativas a causas e efeitos (WHO, 2000). Neste sentido uma fragilidade surge quanto aos estudos requeridos aos empreendimentos poluidores, que em geral, utilizam-se de amostragens de determinados poluentes em períodos afastados de análise, não proporcionando uma base de dados que possa subsidiar a proposição de políticas públicas voltadas ao planejamento estratégico do território em questão. Um exemplo disso é o monitoramento próprio da Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), que consiste em uma avaliação mensal de Material Particulado Total em 12 pontos, sendo avaliado somente um ponto por dia, o que não proporciona a possibilidade de comparação entre os pontos estudados, muito menos a real mensuração do estado da qualidade do ar na região.

A TABELA 1 apresenta as cidades que abrigam os cinco maiores portos brasileiros, e suas condições de monitoramento da poluição atmosférica por parte do estado.

TABELA 1 - CIDADES QUE ABRIGAM OS MAIORES PORTOS BRASILEIROS E DETALHAMENTO SOBRE O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR REALIZADO PELO PODER PÚBLICO

Cidade	Setores Atendidos	Instituição Responsável pelo monitoramento	Numero de estações e poluentes monitorados	Início do Monitoramento	Referência
Santos	Indústria mecânica; Materiais de Transporte; Agroindústria e Madeira; Indústria Química; Alimentos e Bebidas; Metalurgia.	CETESB - Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo	2 – Poluentes legislados pela federação e PM _{2,5}	1980	(CETESB, 2015)
Paranaguá	Agroindústria e Madeira; Material de Transporte; Alimentos e Bebidas; Indústria Química; Indústria Mecânica.	IAP - Instituto Ambiental do Paraná	1 - Poluentes legislados pela federação	2016	(IAP, 2016)
Rio de Janeiro	Metalurgia; Materiais de Transporte; Indústria Química; Produtos Minerais; Indústria Mecânica.	SMAC - Secretaria Municipal de Meio Ambiente e INEA - Instituto Estadual do Ambiente	8 Municipais e 37 estaduais - Poluentes legislados pela federação e PM _{2,5}	Municipal em 2000, estadual em 1967.	("Inea - Portal", S/Data; SMAC, S/Data)
Itajaí	Agroindústria e Madeira; Indústria Mecânica, Indústria Eletroeletrônica; Indústria Têxtil.	Não possui monitoramento	-	-	-
Vitória	Produtos Minerais; Metalurgia; Celulose e Papel; Agroindústria e Madeira.	IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos	3 - Poluentes legislados pela federação e PM _{2,5}	2000	(FREITAS et al., 2016)

É possível notar que dentre as cidades analisadas, somente o Rio de Janeiro apresenta uma rede de monitoramento de grande porte, fato que provavelmente se dá devido a expressividade da cidade no contexto internacional. Exalta-se que Santos, município que abriga o maior porto do Brasil, conta com somente duas estações, e que Paranaguá, principal escoador da produção de soja brasileira, obteve sua primeira estação no ano de 2016.

A Agência Nacional de Transportes Aquaviários estabeleceu em 2012 o Índice de Desempenho Ambiental (IDA) (Resolução 2650/2012) como instrumento de acompanhamento e controle de gestão ambiental em instalações portuárias, integrando as categorias Econômico-Operacional, Sócio-Cultural, Físico-Químico e Biológico Ecológico, cada qual com indicadores globais e específicos com pesos diferenciados. Dentre as prioridades ambientais nos portos brasileiros, destaca-se a Governança Ambiental (0,217) e a Segurança (0,160). Nesta matriz, o indicador Global “MONITORAMENTO DO AR E RUÍDO” apresenta peso de 0,015, sendo o menor indicador global de toda a matriz (AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS, 2016).

Este panorama contrasta com a situação encontrada em outros portos ao redor do mundo. Como exemplo, a poluição atmosférica vem se consolidando como prioridade ambiental nos portos europeus, alcançando o topo da lista no ano de 2013 (ESPO, 2016). A TABELA 2 apresenta a evolução das prioridades ambientais dos portos europeus.

TABELA 2 - EVOLUÇÃO DAS PRIORIDADES AMBIENTAIS DOS PORTOS EUROPEUS ENTRE 1996 E 2016. TRADUZIDO DE ESPO (2016).

Prioridade	1996	2004	2009	2013	2016
1	Desenvolvimento Portuário (água)	Lixo / Resíduos portuários	Ruídos	Qualidade do ar	Qualidade do ar
2	Qualidade da água	Operações de dragagem	Qualidade do ar	Lixo / Resíduos portuários	Consumo de energia
3	Resíduos de dragagem	Resíduos de dragagem	Lixo / Resíduos portuários	Consumo de energia	Ruído
4	Operações de dragagem	Poeira	Operações de dragagem	Ruídos	Relacionamento com a comunidade local
5	Poeira	Ruídos	Resíduos de dragagem	Lixo de navios	Lixo / Resíduos portuários

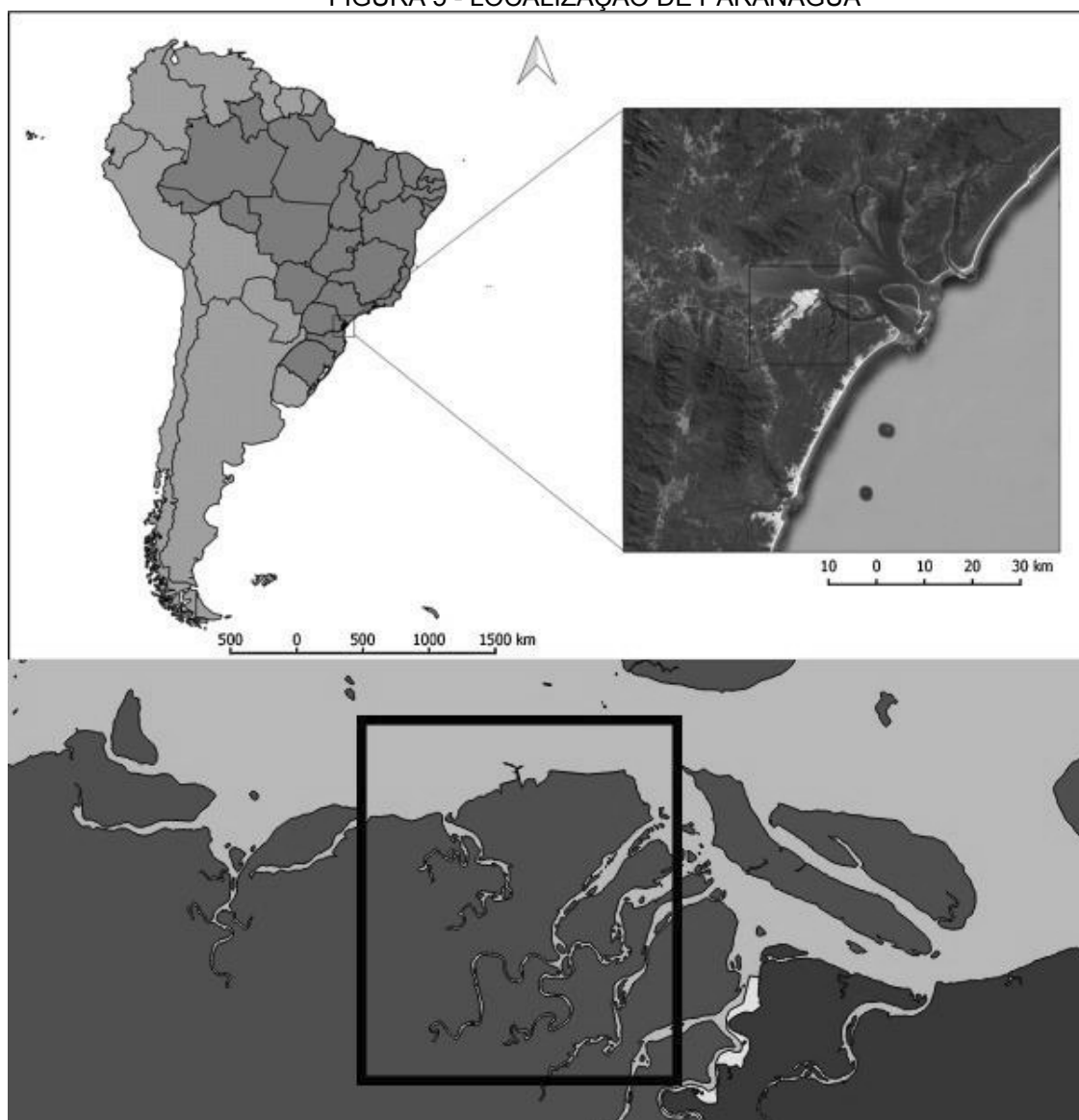
6	Desenvolvimento Portuário (em terra)	Qualidade do ar	Relacionamento com a comunidade local	Relacionamento com a comunidade local	Lixo de navios
7	Contaminação de solos	Cargas perigosas	Consumo de energia	Operações de dragagem	Desenvolvimento Portuário (em terra)
8	Perda de habitats / desmatamento	Abastecimento	Poeira	Poeira	Qualidade da água
9	Volume de tráfego	Desenvolvimento Portuário (em terra)	Desenvolvimento Portuário (água)	Desenvolvimento Portuário (em terra)	Poeira
10	Efluentes Industriais	Esgoto de navios	Desenvolvimento Portuário (em terra)	Qualidade da água	Operações de dragagem

3 CENÁRIO DA PESQUISA

Paranaguá (FIGURA 5) está circundada pela Serra do Mar, com vegetação predominante de Floresta Atlântica, um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, sendo também a maior área contínua preservada deste bioma (MYERS et al., 2000; PIERRI et al., 2006). Outra riqueza está em seu patrimônio histórico, que se baseia nos encontros das comunidades tradicionais caiçaras com as demandas oriundas do fluxo global de comércio, típicas das áreas portuárias. Os vários fluxos econômicos que utilizaram as instalações portuárias até os dias atuais ficaram expressos na arquitetura dos prédios históricos espalhados pelo centro do município (ABRAHÃO; BAHL, 2011)

Abriga o maior porto graneleiro do Brasil e o grande complexo industrial de fertilizantes que se localiza ao redor. Apresenta um contexto de extrema importância para a economia nacional, sendo que 23 estados da federação utilizam este porto para transações internacionais (CAMPOS NETO et al., 2009).

FIGURA 5 - LOCALIZAÇÃO DE PARANAGUÁ



À esquerda, localização de Paranaguá na América Latina. À direita, imagem de satélite aonde pode-se notar a mancha urbana do município, em contraste com a floresta atlântica ao redor. Na parte inferior, detalhe do município. Fonte: o autor.

No ano 2017 o Porto de Paranaguá celebrou recorde de mais de 50 milhões de toneladas transportadas. Dentre as cargas mais movimentadas no Porto de Paranaguá, estão, para o ano de 2017, a Soja (11.409.189 t), o Adubo (8.847.059 t), e a Carga Geral (3.285.046 t). Sendo que, dentre estes e outros produtos, movimentou 51.510.701 t em 2017, maior movimentação de toda sua história, e acima da média dos portos brasileiros (APPA, 2017a).

De forma contrastante, a região do litoral paranaense apresenta uma condição de fragilidade das comunidades ali presentes, caracterizado por uma política do abandono propositalmente instalada para permitir a exploração de seus

recursos naturais e de sua população, o que gerou um contexto de injustiça ambiental no município (TIEPOLO, 2016; GURGATZ et al., 2016).

Devido a importância sócio-econômica do estuário de Paranaguá para a região, caracterizada por atividades de pesca, turísticas e industriais, estudos ambientais são encontrados na literatura. Porém, estas pesquisas correntemente investigam parâmetros relativos a água ou sedimentos, não focando em qualidade do ar. Martins et al. (MARTINS et al., 2010) identificaram esteróides de matéria orgânica fecal antropogênica em diversos pontos ao longo dos rios e do estuário, em alguns pontos em níveis que caracterizam despejo de esgoto. Experimentos referentes a derramamento de óleo e contaminação de dragagens portuárias também foram realizados (BOLDRINI et al., 2007; EGRES et al., 2012; MARQUES et al., 2014).

As produções que mais se aproximam do âmbito da poluição atmosférica foram sobre doenças respiratórias produzidos por Spinelli et al. (2007) e Antoniaconi et al. (2016). Ambos encontraram prevalências de asma e rinite próximas as de grandes cidades brasileiras e municípios portuários. Outra produção utilizou líquens fruticosos como bioindicador da poluição atmosférica, identificando as vias de acesso utilizadas por caminhões e o porto como possíveis fontes de poluição atmosférica (MOREIRA, 2011; GURGATZ et al., 2017). Recentemente, um estudo utilizando cascas de árvore como biodindicador encontrou uma situação de injustiça social no município, identificando uma relação inversa entre a renda da população e os níveis de poluentes analisados (GURGATZ et al., 2016).

A qualidade do ar no município passa a ser analisada de maneira sistêmica a partir de 2016, com a instalação de uma estação automática de monitoramento da qualidade do ar e parâmetros atmosféricos legislados (sem $PM_{2,5}$), por parte do Instituto Ambiental do Paraná, a partir de um convênio assinado em 2012 com o Banco Mundial (Bird) (IAP, 2016).

Nesse cenário, a avaliação de poluentes de grande interesse para a saúde no entorno do porto de Paranaguá se faz necessária, visto que pouco se sabe sobre o impacto que a atividade portuária na região pode causar. A localidade ainda se mostra como um potencial modelo de estudos sobre o impacto de regiões portuárias, devido a sua grande distância de qualquer outra grande fonte de poluentes atmosféricos, e a presença da floresta atlântica ao redor.

Desta forma, este trabalho tem como premissa avaliar material particulado fino, fuligem, SO₂ e NO₂ no entorno do porto de Paranaguá, devido ao fato que estes poluentes são indicadores de atividades antropogênicas e proporcionam uma análise exploratória das fontes de emissão primária, avaliando também o risco relativo de mortalidade para a população exposta.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Realizar uma avaliação exploratória de poluentes atmosféricos no município portuário de Paranaguá, com foco no entorno da área portuária, avaliando material particulado fino, fuligem e poluentes gasosos (NO_2 e SO_2), buscando determinar as possíveis fontes de emissão e o risco relativo de mortalidade para a população exposta.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar a determinação mássica diária de $\text{PM}_{2,5}$ no ano de 2017, na área portuária de Paranaguá;
- Quantificar as concentrações de Fuligem (BC), realizando também a avaliação de seu percentual de biomassa através do uso de aetalômetro;
- Quantificar os níveis de NO_2 e SO_2 em diversos locais no período de um ano através de amostragem passiva;
- Identificar a influência da atividade portuária na qualidade do ar de Paranaguá, através de cruzamento dos dados obtidos com variáveis meteorológicas e de movimentação portuária.
- Avaliar o risco relativo na mortalidade a partir da média anual de material particulado fino.

5 MÉTODOS

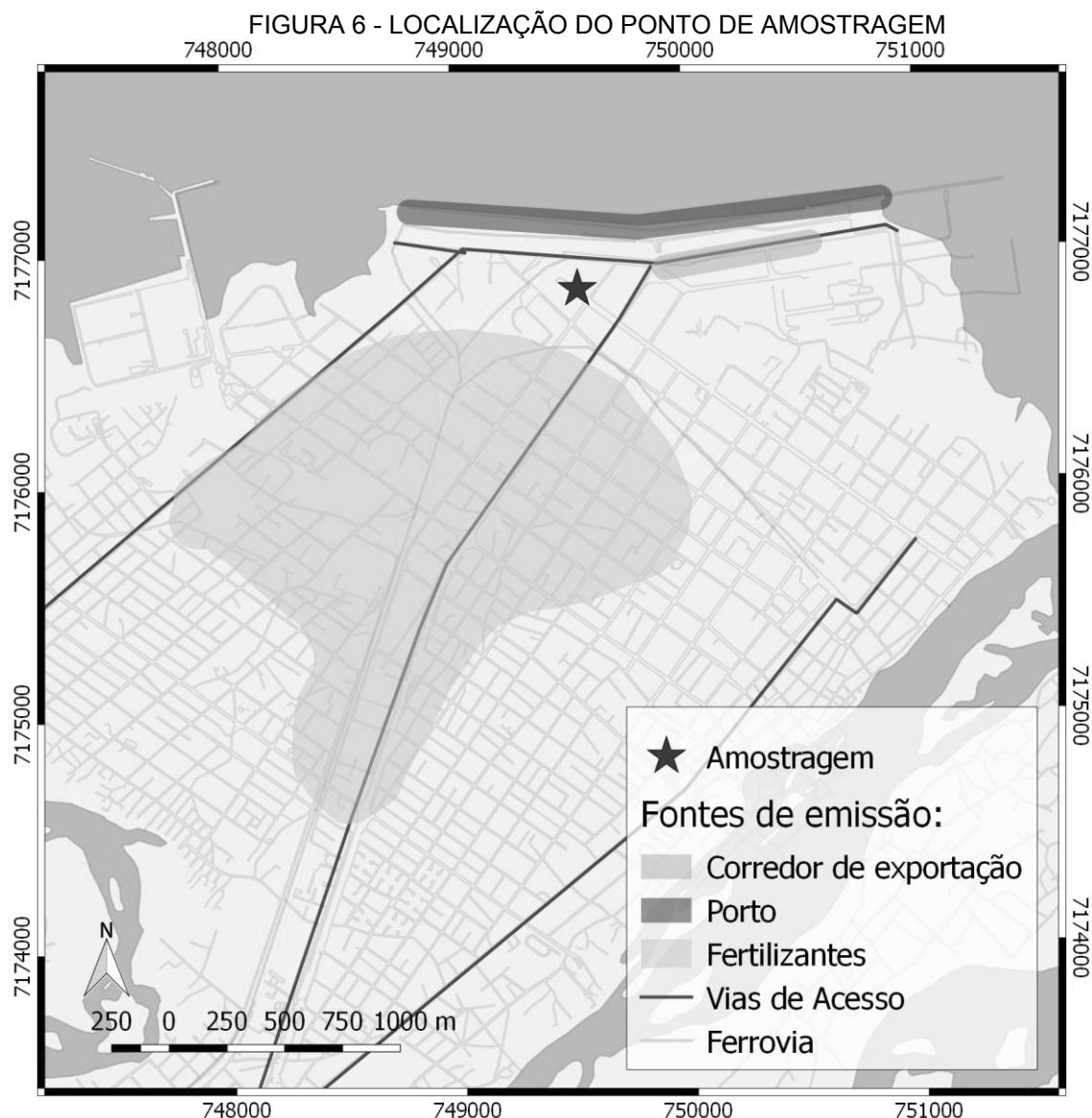
Os pontos de amostragem foram escolhidos a partir da possibilidade que cada método dispõe. Para a avaliação de $PM_{2,5}$ e Fuligem, optou-se pela amostragem em um único ponto, próximo ao porto de Paranaguá. Quanto aos poluentes gasosos, foram determinados 8 pontos no município, pois a amostragem se deu através de monitoramento passivo. Desta forma, cada um dos métodos elencados abaixo apresenta seu próprio ponto de amostragem, assim como períodos de análise diferenciados.

5.1 AVALIAÇÃO DE $PM_{2,5}$

O local escolhido para avaliação de $PM_{2,5}$ foi a Delegacia da Receita Federal de Paranaguá, localizada próxima ao Porto D. Pedro II. Ao redor, localizam-se as seguintes estruturas:

- O corredor de exportação: conjunto de silos e terminais de uso público, amplamente utilizados para a exportação de grãos sólidos.
- Vias de acesso: Duas vias que compõem as principais rotas de acesso dos veículos de grande porte ao porto de Paranaguá.
- Indústrias de fertilizantes: Aglomerado de indústrias de armazenagem e manufatura de fertilizantes.

É possível constatar as estruturas próximas ao ponto de amostragem na FIGURA 6.

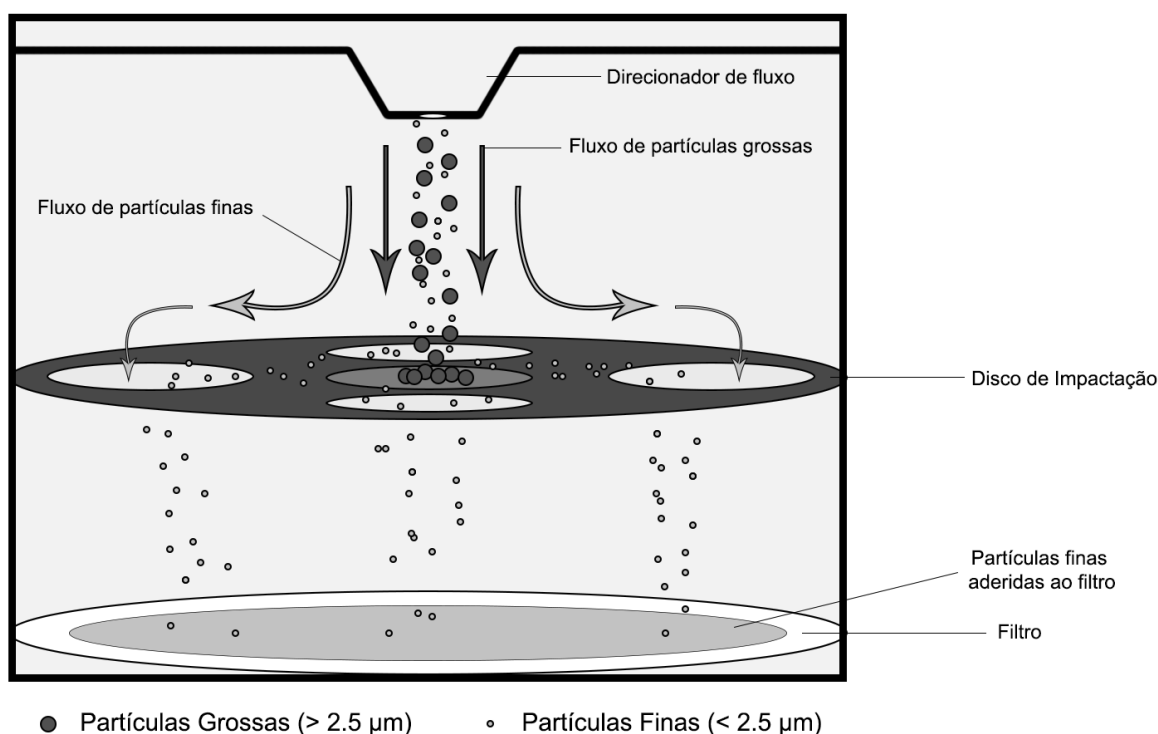


Ponto de amostragem de Materiais Particulados, na Receita Federal de Paranaguá, próximo ao Porto D. Pedro II. Destacam-se na imagem também os principais emissores de poluentes primários na região. Fonte: o autor.

O equipamento utilizado para amostragem foi o Impactador Inercial tipo Harvard para $PM_{2,5}$. Nesque aparelho, o fluxo de ar coletado por uma bomba a vácuo regulada para vazão de 10 L/min é direcionado para um disco de impactação, no qual as partículas maiores que $2,5 \mu m$ ficam aderidas. Neste disco é aplicado uma fina camada de óleo mineral, responsável por não deixar as partículas grossas saltarem após o impacto, criando um depósito que não se desprende por estarem impenhadas pelo próprio óleo. A seleção das partículas é dependente do diâmetro do orifício e do fluxo de ar aplicado (MARPLE et al., 1987; TURNER et al., 2000).

As partículas menores que o ponto de corte seguem seu caminho até um filtro de polycarbonato Nuclepore® de 37 mm de diâmetro, comumente utilizado neste tipo de análise por ser praticamente livre de elementos detectáveis em Fluorescência de Raios X (POLEZER, 2015). Este método é considerado válido e utilizado em vários estudos pelo mundo (MARPLE et al., 1987; ANDRADE et al., 2012; POLEZER, 2015), e seu princípio está ilustrado na FIGURA 7.

FIGURA 7 - ESQUEMA DE FUNCIONAMENTO DE SEPARAÇÃO DE PARTÍCULAS POR TAMANHO



Esquema de funcionamento da separação de partículas por impactação. Em resumo, o ar com as partículas é acelerado em direção a um disco, o que causa a mudança abrupta de direção. As menores partículas seguem o fluxo do ar, enquanto as maiores irão continuar em sua direção e impactar o disco, o qual tem em seu centro uma fina camada de óleo mineral, a qual será responsável por inibir possíveis desprendimentos das partículas. Fonte: o autor.

A FIGURA 8 ilustra alguns dos dispositivos utilizados, disponibilizado pelo Laboratório de Análise e Qualidade do Ar do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFPR.

O branco analítico foi baseado na retirada de 3 filtros aleatórios a cada 30 dias, diretamente do local de armazenagem dos filtros na base de campo. As amostragens duram 24 horas contínuas, com margem de erro de duas horas, e ocorreram entre 16/12/2016 e 15/12/2017.

FIGURA 8 - MATERIAIS UTILIZADOS NA AMOSTRAGEM DE MATERIAL PARTICULADO FINO



Dispositivos utilizados na amostragem de $PM_{2.5}$. 1 - Impactador Inercial Harvard. 2 - Cavalete de suspensão do amostrador. 3 - Disco de separação das partículas totais do $PM_{2.5}$, com grande quantidade de partículas aderidas. 4 - Filtro de polycarbonato após amostragem. Fonte: O autor e Thamyres Sant'ana.

5.1.1 Processo Gravimétrico

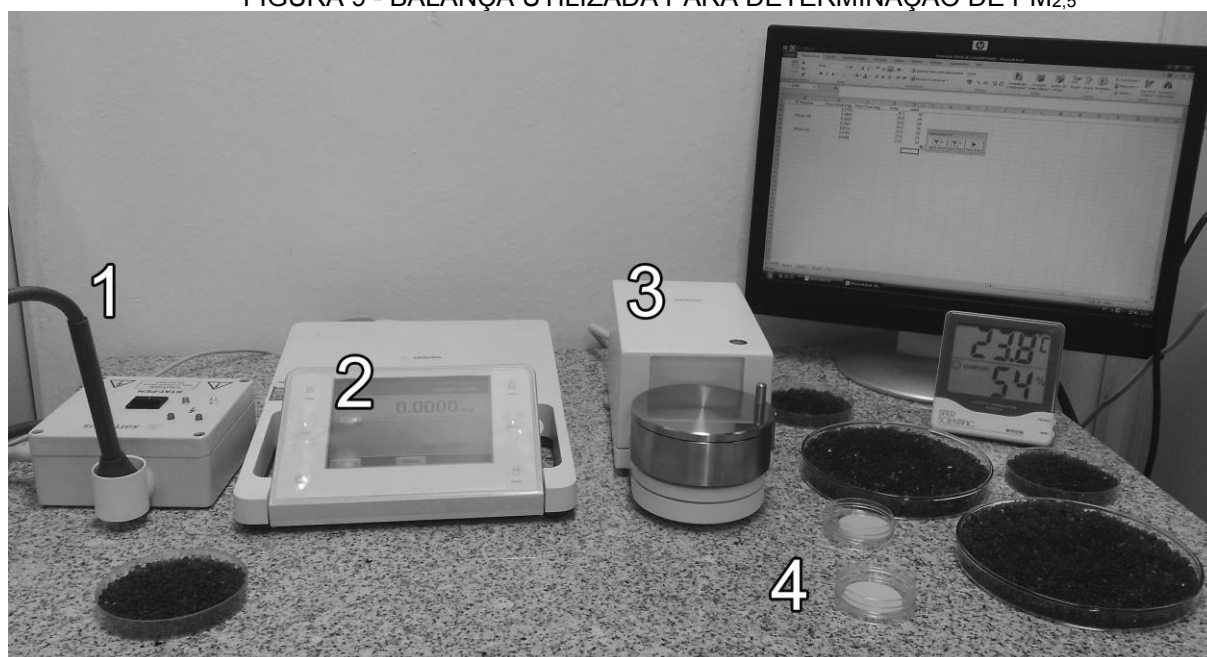
A obtenção da concentração de $MP_{2.5}$ é realizada através de um cálculo entre a massa depositada no filtro, a vazão de ar e o período amostrado em minutos, conforme a Equação 1 (POLEZER, 2015):

$$MP_{2.5}(\mu\text{g m}^{-3}) = \frac{\text{Massa depositada}(\mu\text{g}) \times 1000}{\text{Vazão}(10 \text{ L min}^{-1}) \times \text{Período de Coleta (min)}}$$

Equação 1: Equação para obtenção da concentração de $PM_{2.5}$ em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Para obter os valores de massa, os filtros foram pesados antes e depois da amostragem utilizando microbalança Sartorius® (FIGURA 9), em sala com temperatura de 20 °C e 50% de umidade durante a pesagem. Os filtros são alocados em dessecador durante 24 horas antes do procedimento, segundo norma NIOSH 5000 para padronização das pesagens (ELLER; CASSINELLI, 1994). São realizadas diversas aferições, até obter-se 3 amostras com desvio padrão inferior a 8 μg .

FIGURA 9 - BALANÇA UTILIZADA PARA DETERMINAÇÃO DE $PM_{2.5}$



Balança utilizada para determinação de massa de $PM_{2.5}$. 1 - Caneta eliminadora de eletrostática. 2 - Visor da balança. 3 - Cabine de pesagem. 4 - Filtros que serão pesados. Em azul é possível notar o uso de sílica para contribuir no controle da umidade. Fonte: o autor.

5.1.2 Risco Relativo de Mortalidade

Para se estimar o risco de mortalidade relacionado ao material particulado fino, utilizou-se o cálculo de risco relativo de mortalidade (RRM). Por tal método, caso os resultados de média anual estejam acima de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, calcula-se o quanto os valores acima deste geram de mortalidade geral, percentualmente, conforme

Equação 2. Caso não ultrapasse tal valor, considera-se que não há risco relativo de mortalidade.

$$RRM = (Concentração\ Média\ Anual - 10) \times 0.6\%$$

Equação 2: Cálculo do Risco Relativo de Mortalidade.

O valor de 6% foi adotado pela OMS a partir de uma revisão de estudos que estimou que há 6% a mais de risco de mortalidade geral para o acréscimo de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2.5}$. Neste sentido, este método somente é aplicável a partir de médias anuais superiores a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. A partir deste valor, são observados efeitos deletérios à saúde (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2006; HOEK et al., 2013; POLEZER, 2013).

5.1.3 Fração de Fuligem

Para determinar a fração do material amostrado que é composta por fuligem (BC, Black Carbon), foi utilizado um Transmissômetro de bancada SootScan® OT21, que mede a absorbância dos filtros amostrados em infravermelho próximo (IR - 880 nm) visando a quantificação da fuligem. Neste processo, a luz nos comprimentos de onda previamente citados atravessa o filtro e a leitura é feita por um sensor do outro lado da amostra.

A atenuação (ATN) entre a luz emitida e a detectada, levando em consideração o coeficiente de absorção do material do filtro amostrado (policarbonato=16,6), também conhecido como valor Sigma, a área do filtro e o volume de ar amostrado foi utilizado para calcular o valor em $\mu\text{g m}^{-3}$ de fuligem no dia aferido, conforme a Equação 3:

$$BC (\mu\text{g m}^{-3}) = \frac{\text{Área do filtro (cm}^2\text{)} \times \text{ATN IR}}{\text{Sigma} \times \text{Volume de ar (m}^3\text{)}}$$

Equação 3: Equação para determinação de BC em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a partir da aferição da atenuação do infravermelho em filtros de amostragem de $\text{PM}_{2.5}$.

Para se determinar o percentual de fuligem no PM_{2,5} de Paranaguá, calculou-se a média entre os percentuais de cada amostra.

5.2 MONITORAMENTO DE FULIGEM

No mesmo local de amostragem de PM_{2,5}, foi instalado um Aetalômetro (modelo AE33 Magee Scientific® - FIGURA 10), visando o monitoramento contínuo de fuligem (BC, Black Carbon).

FIGURA 10 - AETALÔMETRO



Aetalometro AE33, igual ao modelo utilizado nesta pesquisa para mensuração contínua de fuligem. Retirado de mageesci.com.

Este equipamento estima as concentrações de BC (ng.m⁻³) se baseando na técnica de atenuação ($ATN = -100 * \ln(I / I_0)$), ou também conhecida como absorção óptica, de uma fonte de luz de lâmpadas LED que emitem 7 comprimentos de onda: 370, 470, 520 590, 660, 880 e 950 nm. As lâmpadas são responsáveis pela diferenciação do material coletado de acordo com a sua origem, uma vez que as partículas de aerossóis de várias fontes possuem espectros distintos e, assim, transmitem diferentes intensidades de acordo com o comprimento de onda da luz. Através da deposição do material particulado contendo a fuligem em fitas de fibra de quartzo, e com um fluxo de ar constante, a taxa de deposição das partículas no filtro é proporcional a sua concentração no aerossol atmosférico, aumentando proporcionalmente a atenuação óptica através do filtro analisado.

O Aetalômetro AE33 realiza a amostragem online e continua, na resolução de uma medida por minuto, e utiliza-se da tecnologia “*dual-spot*”, realizando duas

medições simultâneas com fluxos diferenciados, visando extrapolar os resultados obtidos e eliminar efeitos de não linearidade nas medições realizadas (HANSEN et al., 1984; SANDRADEWI et al., 2008; DRINOVEC et al., 2015).

Geralmente, BC absorve uniformemente em todo o espectro visível, no IR e UV, resultando em um traçador para partículas oriundas de combustível, enquanto que as partículas provenientes da queima de biomassa (BC_{bb}) possui uma absorção óptica que aumenta fortemente em comprimentos de onda mais curtos (ultravioleta, UV). Uma vez que o coeficiente de absorção óptica gerado pelo Aetalômetro seja uma soma das frações de combustão de biomassa e combustível fóssil, a curva resultante gera um espectro de absorção de BC sobreposta a uma curva de absorção de BC_{bb} (SANDRADEWI et al., 2008). O carbono elementar é especificamente o componente do aerossol quantificado pelo comprimento de 880 nm (BC) e o carbono orgânico com uma fração que pode preferencialmente absorver na região UV, considerada BC_{bb} (370 nm) (OLSON et al., 2015). O AE33 fornece automaticamente a porcentagem de biomassa (BB%), calculada pelo método proposto por Sandradewi et al. (2008), neste sentido, foi possível diferenciar os níveis de BC_{bb} (biomassa) dos níveis de BC_{ff} (combustível fóssil, do inglês, fossil fuel).

Neste estudo foi utilizado um fluxo de 5 litros por minuto (LPM) e o equipamento foi instalado a uma altura de ~ 5 m acima do solo, com resolução de um minuto. Nos resultados, foram utilizados os dados com esta resolução, porém, para comparação com variáveis meteorológicas, utilizou-se médias de 15 minutos de amostragem, compatíveis com dados provenientes do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR). Valores negativos e *outliers*, provenientes de erro de leitura do equipamento, foram retirados. Para as análises meteorológicas, *outliers* foram mantidos, porém suavizados nas médias de 15 minutos.

O monitoramento estava previsto para ocorrer durante um ano, porém, devido a problemas técnicos do aparelho, utilizou-se somente o período em que o fluxo de ar manteve-se constante em 5 LPM, o que ocorreu do início de Janeiro ao fim de Junho de 2017.

Visando uma melhor visualização dos dados, os gráficos que apresentam a variação do BC com outras variáveis utilizam escala normalizada: Divide-se o valor pela média dos dados, obtendo-se uma escala única, sem perder a variação dos

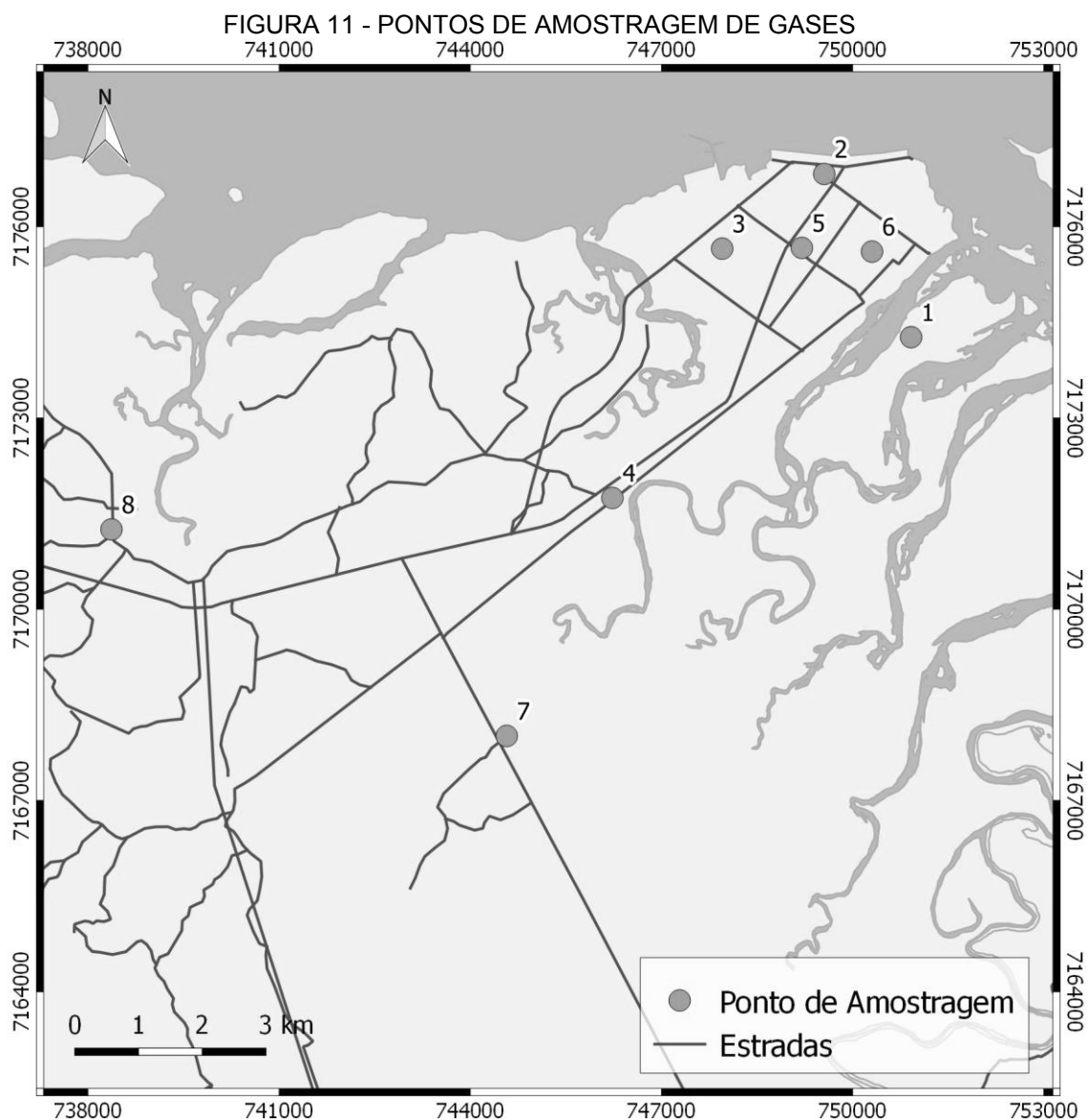
dados. Esta é uma função nativa do pacote estatístico de análise de poluentes atmosféricos openair.

5.3 AVALIAÇÃO DE POLUENTES GASOSOS

5.3.1 Locais de Amostragem

Para esta análise, foram determinados 8 pontos distribuídos por Paranaguá (FIGURA 11), em locais protegidos da chuva: O ponto 1 localiza-se em área de mínima circulação de veículos, em uma escola da Ilha de Valadares; o ponto 2 está na sede da Receita Federal, à 100 m do Porto de Paranaguá; o ponto 3 se localiza em uma escola inserida na região industrial; o ponto 4 é em uma escola em frente à intercessão entre duas vias de acesso de grande porte; o ponto 5 se localiza na garagem da prefeitura municipal, com amplo fluxo de veículos; o ponto 6 se localiza em uma instituição de ensino superior, em área urbana; o ponto 7 está localizado em instituição de ensino superior afastada do grande centro; e o ponto 8 está localizado na Unidade Básica de Saúde de Alexandra, à mais de 10 km do centro do município. Devido a possibilidade de comparação com outros poluentes amostrados, utilizou-se o ponto 2 (Receita Federal) como ponto de referência para os níveis de NO_2 e SO_2 no município, enquanto os outros pontos foram utilizados para a compreensão da dispersão dos compostos por Paranaguá.

Visando identificar a sazonalidade das emissões no município, optou-se por realizar uma amostragem anual, indo desde Outubro de 2016 até Setembro de 2017, realizando amostragens de cinco dias, duas vezes por mês.

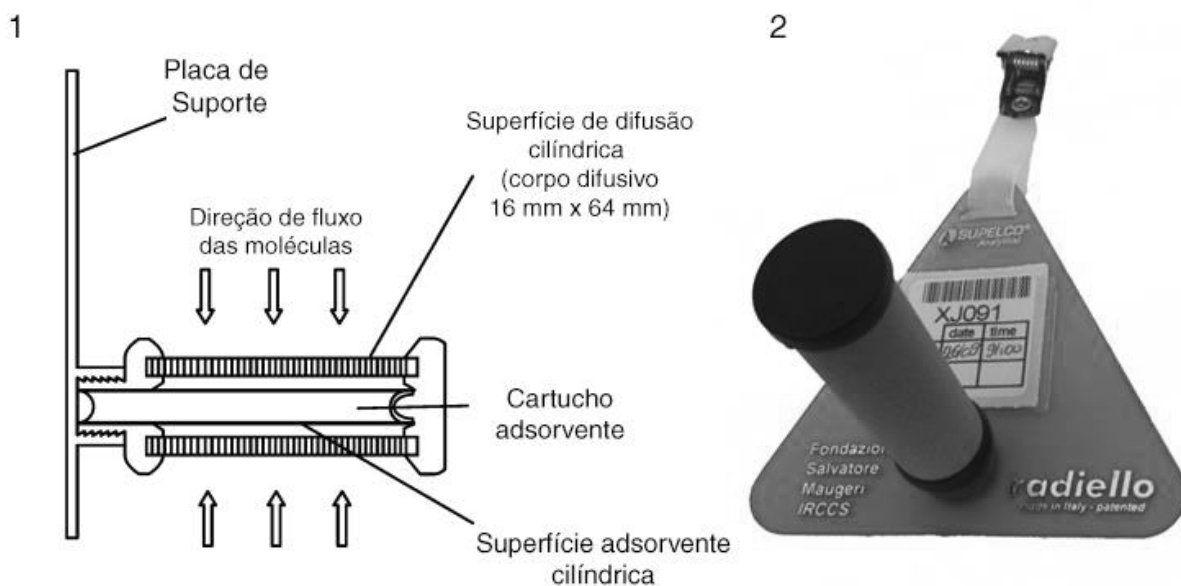


Pontos escolhidos para análise de NO_2 e SO_2 por amostragem passiva em Paranaguá. Fonte: o autor.

5.3.2 Etapas analíticas

Foram utilizados neste trabalho os amostradores passivos da marca Radiello™ de matriz microporosa impregnada com Trietanolamina para análise de NO_2 e SO_2 (FIGURA 12).

FIGURA 12 - AMOSTRADOR PASSIVO



Amostrador passivo Radiello para amostragem de NO_2 e SO_2 . 1 - Esquema e funcionamento do produto, traduzido de Swaans et al. (2007). 2 - Foto da montagem final do amostrador. Retirado de radiello.com.

Após amostragem, os cartuchos adsorventes foram armazenados em embalagem própria do produto (tubos de acrílico transparente) em ambiente refrigerado, sendo retirados no momento do transporte para extração.

A extração dos compostos foi feita a partir de imersão em 5 ml de água ultra pura utilizando os próprios tubos de plásticos fornecidos com o produto. Em seguida, cada tubo foi agitado em equipamento tipo Vortex por um minuto. Após extração, cada amostra foi analisada em triplicata para os íons de interesse, sendo estes o nitrito e sulfato. Todas as análises foram realizadas em triplicata e o desvio padrão encontrado foi sempre menor que 5%.

Foram realizadas duas análises, uma no início e outra ao final de 2017, visando diminuir o efeito de natural de degradação dos compostos baseado no tempo de validade dos cartuchos utilizados.

A análise foi realizada em cromatógrafo de ions ICS-5000 Dionex®, disponibilizado pelo Laboratório de Análise e Qualidade do Ar do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFPR. Foram utilizados a pré-coluna IonPac AG-19 e a coluna IonPac AS-19 para separação dos compostos, e o eluente KOH (hidróxido de potássio) seguindo um gradiente de concentração variando de 1 a 45 mM para arraste com fluxo de $0,250 \text{ mL min}^{-1}$ de acordo com metodologia aplicada por Schiochet (2017).

Curvas de calibração quadráticas (não lineares) foram desenvolvidas para os valores de 5000, 250, 50 e 5 ppb, tanto para sulfato quanto para nitrito visando a quantificação dos poluentes. O valor de 500 ppb foi obtido através da diluição do valor de 5000 no próprio aparelho.

Para realizar o cálculo dos valores em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, é utilizada a Equação 4:

$$C(\mu\text{g m}^{-3}) = \frac{m(\mu\text{g}) \times 10^6}{t(\text{min}) \times Q(\text{ml min}^{-1})}$$

Equação 4: Transformação dos valores de íons brutos nos analitos de interesse em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nesta equação, m é a massa do analito que foi adsorvida no cartucho, t é o intervalo de tempo que o cartucho ficou exposto e Q é a taxa de amostragem, com dimensão de fluxo. O valor Q de SO_2 é 119, enquanto o de NO_2 é definido a partir da variação da temperatura, conforme a Equação 5:

$$Q(\text{ml min}^{-1}) = Q_{298} \times \left(\frac{T_K}{298} \right)^{7,0}$$

Equação 5: Cálculo do valor de Q para NO_2 .

5.4 ANÁLISE DE VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS E OUTRAS

Para a análise dos resultados foi utilizado o programa estatístico R (R CORE TEAM, 2017) e o pacote OpenAir (CARSLAW; ROPKINS, 2012) para a produção de gráficos. Dentre as funções utilizadas estão:

- **windRose** – Rosa dos ventos tradicional;
- **timePlot** – Plotagem de séries temporais;
- **timeVariation** – Descrição de variações diárias, horárias e mensais de uma ou mais variáveis, normalizadas ou não;
- **polarFreq** – Frequência de direção dos ventos por nível do poluente;
- **polarPlot** – Plotagem bi-variada de concentrações. Mostra como um poluente varia em função da direção e velocidade do vento. Seu uso já foi validado como ferramenta útil para identificação de fontes de emissão (URIA-TELLAETXE; CARSLAW, 2014);
- **calendarPlot** – Calendário de médias dos poluentes;

- **smoothTrend** – Plotagem de série temporal com suavização dos dados.

Dentre as funções nativas do R, foi utilizado o boxplot em conjunto com o pacote ggplot2 (WICKHAM, 2009) para produção de boxplots de dispersão. Para produção dos mapas, foi utilizado o software Qgis (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2015).

Utilizou-se também o programa estatístico Jasp para produção das estatísticas descritivas e testes estatísticos (LOVE et al., 2015).

Em conjunto com os dados de poluentes obtidos, foram analisadas variáveis meteorológicas obtidas através do Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR). Neste trabalho foram utilizadas as variáveis umidade relativa, temperatura, direção e velocidade do vento. Também foram utilizadas as previsões de maré, com dados obtidos do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC).

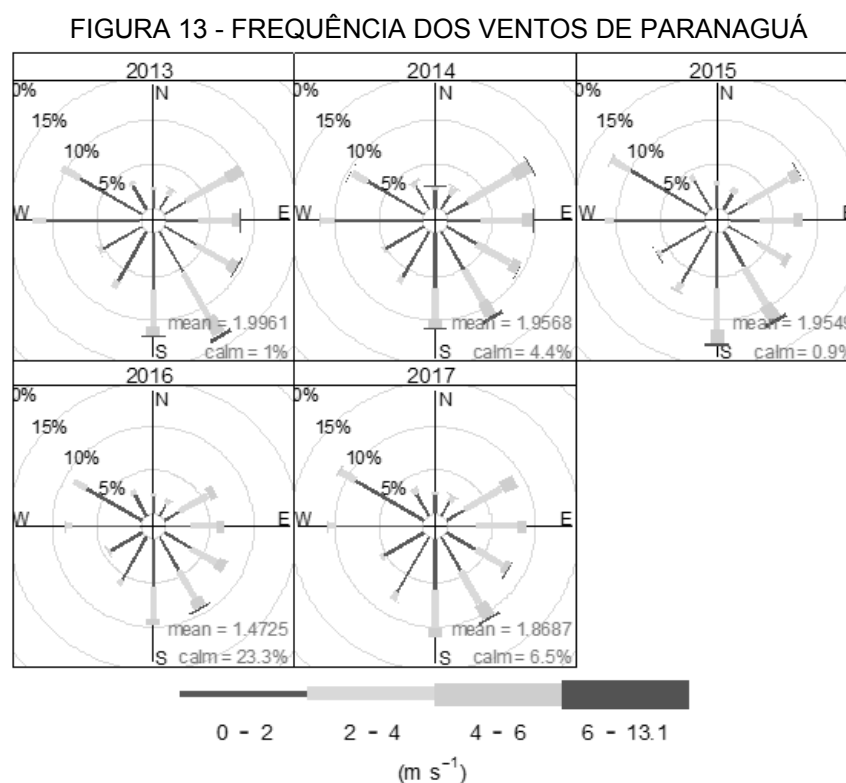
Como forma de identificar possíveis massas de ar que contribuissem para os níveis obtidos de PM_{2,5}, foram realizadas simulações de trajetórias reversas de todos os dias amostrados através do Modelo de Trajetória *Hysplit* (*HYSPLIT Model*), disponível no website da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Além destes resultados serem utilizados para caracterizar as massas de ar que culminaram nos valores máximos e mínimos, os resultados foram classificados de acordo com a classificação apresentada no apêndice 1, para identificar padrões nas variações.

Por fim, valores de movimentação mensais de cargas no porto de Paranaguá foram obtidas no site da Associação de Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) através de relatórios oficiais disponíveis em portosdoparana.pr.gov.br. Tais valores foram utilizados para avaliar possíveis correlações com os níveis mensais dos poluentes estudados.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS DE PARANAGUÁ NO PERÍODO ESTUDADO

O período de estudo abrangeu o segundo semestre de 2016, e o ano de 2017. A FIGURA 13 apresenta a rosa dos ventos com as médias anuais de ventos para Paranaguá, identificando uma predominância de ventos Sul e Sudeste. Para Oeste são identificadas brisas leves. Observa-se também que o ano do estudo apresentou ventos típicos para o município em comparação com outros anos.

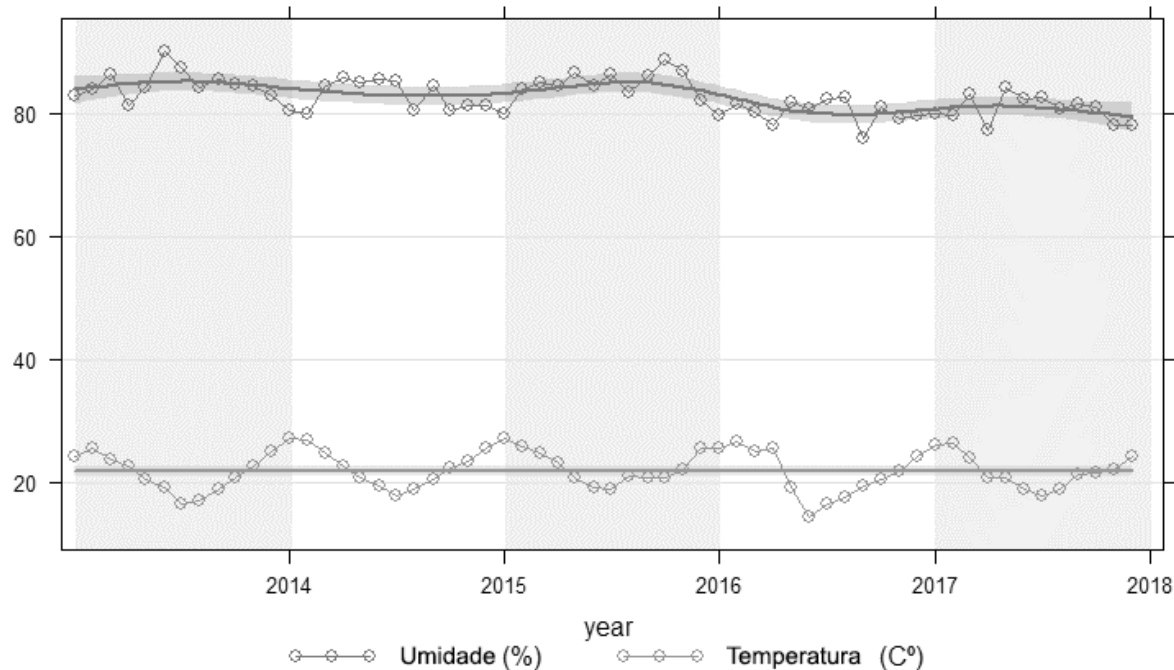


Frequência de intensidade dos ventos (m/s¹) por direção para Paranaguá de 2013 a 2017. Cada quadro apresenta a média para o ano. Produzido a partir de dados com intervalos de 15 minutos fornecidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná. Mean: média, calm: percentual de ventos calmos (não dentro do limite de detecção). Fonte: o autor.

Paranaguá apresentou médias de 22° de temperatura, e 83% de umidade relativa do ar no período de 2013 a 2017. Quanto à precipitação, o município apresenta médias mais expressivas durante o início do ano. O ano de 2017 foi um ano com características similares aos encontrados desde 2013 em relação ao clima esperado para o município, com excessão do início do ano (Janeiro, Fevereiro e

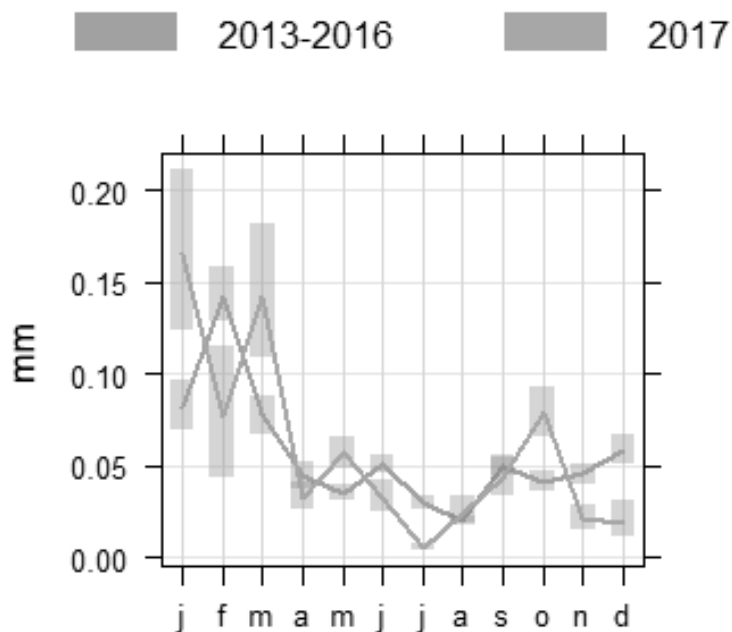
Março), quando o regime de chuvas apresentou diferenças em relação a outros anos. A visualização de tais resultados encontra-se na FIGURA 14 e FIGURA 15:

FIGURA 14 - MÉDIAS DE UMIDADE TEMPERATURA EM PARANAGUÁ



Médias mensais de Umidade Relativa do Ar (%) e Temperatura de 2013 até 2018, para o município de Paranaguá – PR, a partir de dados fornecidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná. Nota-se similaridade entre os anos estudados. Fonte: o autor.

FIGURA 15 - PRECIPITAÇÃO EM PARANAGUÁ



Média mensais de precipitação (mm) para o município de Paranaguá, de 2013 a 2017 em Vermelho, e 2017 em azul, a partir de dados fornecidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná. Fonte: o autor.

6.2 AVALIAÇÃO DE PM_{2,5} E SUA FRAÇÃO DE FULIGEM

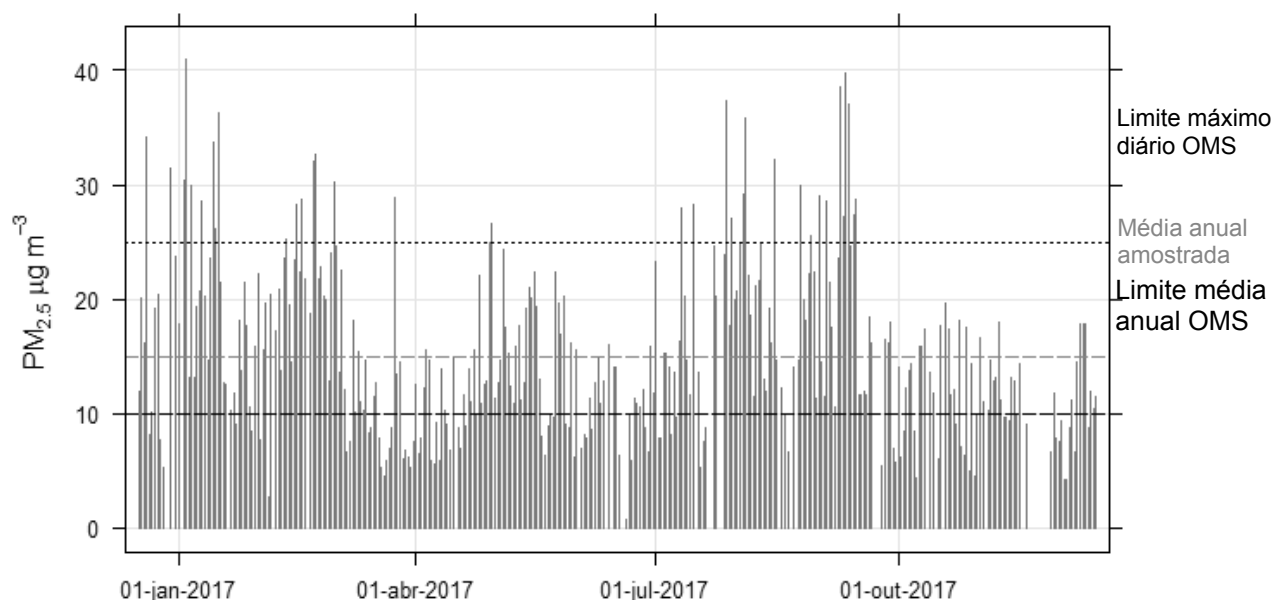
A avaliação do PM_{2,5} no município de Paranaguá foi iniciada em 17/12/2016 e finalizada em 15/12/2017. Foram obtidas 326 amostragens válidas no período de 363 dias. Amostras que apresentaram valor de volume coletado com maior diferença do que 15% do valor esperado calculado a partir do tempo de amostragem foram retiradas, pois isto pode indicar problemas na amostragem (possível falta de luz, falha da calibragem do fluxo de ar, entre outros.). A Tabela 3 apresenta um sumário dos resultados:

Tabela 3: Sumário dos resultados para a concentração de PM_{2,5} para o período amostrado.

	PM _{2,5} (µg/m ³)	BC (µg/m ³)
Válidos	326	325
Média	15	2,3
Desvio Padrão	7,5	0,8
Mínimo	0,7	0,3
Máximo	41	4,8

A FIGURA 16 apresenta os resultados obtidos ao longo do tempo, comparando com os limites propostos pela Organização Mundial da Saúde (OMS). Ressalta-se que apesar deste poluente não ser legislado no Brasil, o limite máximo diário recomendado pela OMS (25 µg/m³) foi ultrapassado 34 vezes. A média anual ficou em 15 ug/m³, também ultrapassando o valor proposto pela organização (10 µg/m³).

FIGURA 16 - DISTRIBUIÇÃO DO MATERIAL PARTICULADO FINO EM PARANAGUÁ EM 2017



Distribuição diária dos valores de $PM_{2,5}$ em Paranaguá ao longo de 2017. As linhas pontilhadas, de cima para baixo, são, respectivamente: Limite máximo diário recomendado pela OMS ($25 \mu g/m^3$), média anual amostrada ($15 \mu g/m^3$) e limite de média anual recomendado pela OMS ($10 \mu g/m^3$).

Fonte: o autor.

Quando comparado com outras legislações mundiais, a média anual excedeu o padrão americano ($10 \mu g/m^3$) e europeu ($12 \mu g/m^3$), mas não o padrão paulista ($20 \mu g/m^3$). Neste sentido, existem metas intermediárias e finais que a legislação paulista busca estabelecer futuramente, até enfim estabelecer os valores sugeridos pela OMS (CETESB, 2018).

Quanto aos episódios diários, excedeu-se 7 vezes o padrão americano ($35 \mu g/m^3$) e nenhuma vez o padrão paulista ($60 \mu g/m^3$). O padrão europeu diário é igual ao padrão proposto pela OMS (ANDRADE et al., 2017).

Além dos valores acima dos limites propostos, Paranaguá apresentou níveis médios de $PM_{2,5}$ comparáveis ao de cidades de grande porte, com maior densidade populacional, ou que também se destacam no setor portuário nacional. A Tabela 4 apresenta uma revisão de estudos que avaliaram o material particulado fino em diversos locais. É possível notar, por exemplo, que Santos, no litoral Paulista, apresentou em 2016, média similar às encontradas em Paranaguá, sendo que sua

densidade populacional é cerca de oito vezes maior que a da cidade portuária Paranaense, além de ser considerado o maior porto brasileiro.

Tabela 4: Concentrações de PM_{2,5} e Fração de BC em diversos estudos.

Município	Densidade Demográfica	Característica das fontes de emissão	PM _{2,5} µg/m³			Fração BC µg/m³			Ano	Fonte
			Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima		
Paranaguá - PR	169,92*	Portuário	0,7	15	41	0,3	2,3	4,8	2017	Este estudo
Santos - SP	1.494,26*	Portuário	-	15	41	-	-	-	2016	(CETESB, 2017)
Rio de Janeiro - RJ (Bairro Maracanã)	5.265,82*	Tráfego, Megaeventos	1	16	53	-	-	-	2011	(VENTURA et al., 2017)
Rio de Janeiro - RJ (Bairro Ramos)	5.265,82*	Tráfego, industrial	1	17	50	-	-	-	2011	
Curitiba - PR	4.027,04*	Tráfego	-	10,7	-	-	-	-	2014-2015	(POLEZER et al., 2018)
Recife - PE	7.039,64*	Turismo, portuário.	-	7,3	-	-	1,07	-	2007-2008	(SANTOS, DOS et al., 2014)
São Paulo - SP	7.398,26*	Tráfego, comercial.	-	28	-	-	10	-	2007-2008	
Belo Horizonte - MG	7.167,00*	Tráfego, Mineração	-	17	-	-	5	-	2007-2008	
Curitiba - PR	4.027,04*	Tráfego	-	16	-	-	4	-	2007-2008	(ANDRADE et al., 2012)
Recife - PE	7.039,64*	Turismo, portuário	-	12	-	-	2	-	2007-2008	
Porto Alegre - RS	2.837,53*	Tráfego	-	18	-	-	4	-	2007-2008	
Natal - RN	4.805,24*	Portuário	0,25	10,07	62,79	-	-	-	2015	(DUARTE, 2016)
Guamaré - RN	47,9*	Industrial, Costeiro	-	4,9	-	-	-	-	2006	(MORAES et al., 2010)
Thessaloniki, Grécia	- (Mais de um milhão de habitantes)	Área portuária	-	66	-	-	-	-	2011-2012	(TOLIS et al., 2015)
Porto Marghera, Veneza, Itália	- (Mais de 270.000 hab.)	Área urbana	-	37,7	-	-	-	-		
		Industrial, portuário	6,4	36	134,6	-	-	-	2008-2009	(BENETELLO et al., 2017)
Porto, Portugal	- (Cerca de 250.000 hab.)	Portuário	-	29,9	-	-	-	-	2007	(MARQUES, 2009)

Coimbra, Portugal	- (Cerca de 106.800 hab.)	Industrial, Tráfego	-	19,3	-	-	2007	
Brindisi, Itália	- (Cerca de 88.500 hab.)	Portuário	-	16,7	-	-	2012	(DONATEO et al., 2014)
Barcelona, Espanha	- (1,7 milhões hab. em 2016 **)	Portuário, tráfego	-	18	-	-	2011	(PÉREZ et al., 2016)
Guangzhou, China	(10,8 milhões hab. 2010)****	Portuário	-	79	-	-		
Shanghai, China	(18,2 milhões hab. 2010)****	Portuário	-	43	-	-	2013	(HU et al., 2014)
Rotterdam, Holanda	- (994.000 hab. em 2016 **)	Portuário	-	19,5	-	-	2007-2008	(MOOIBROEK et al., 2011)
Copenhaga, Dinamarca	- (1,26 milhões hab. em 2015 ***)	Portuário	-	11,1	-	1,2**		
Londres, Inglaterra	- (+ 8 milhões hab. em 2016 ***)	Tráfego	-	11,2	-	1,6**	2002	(EEFTENS et al., 2012)

*Censo 2010, hab/km². **Referido no artigo como refletância do PM_{2.5}. *** (WORLD POPULATION REVIEW, 2016) **** (ECONOMIST

INTELLIGENCE UNIT, 2012)

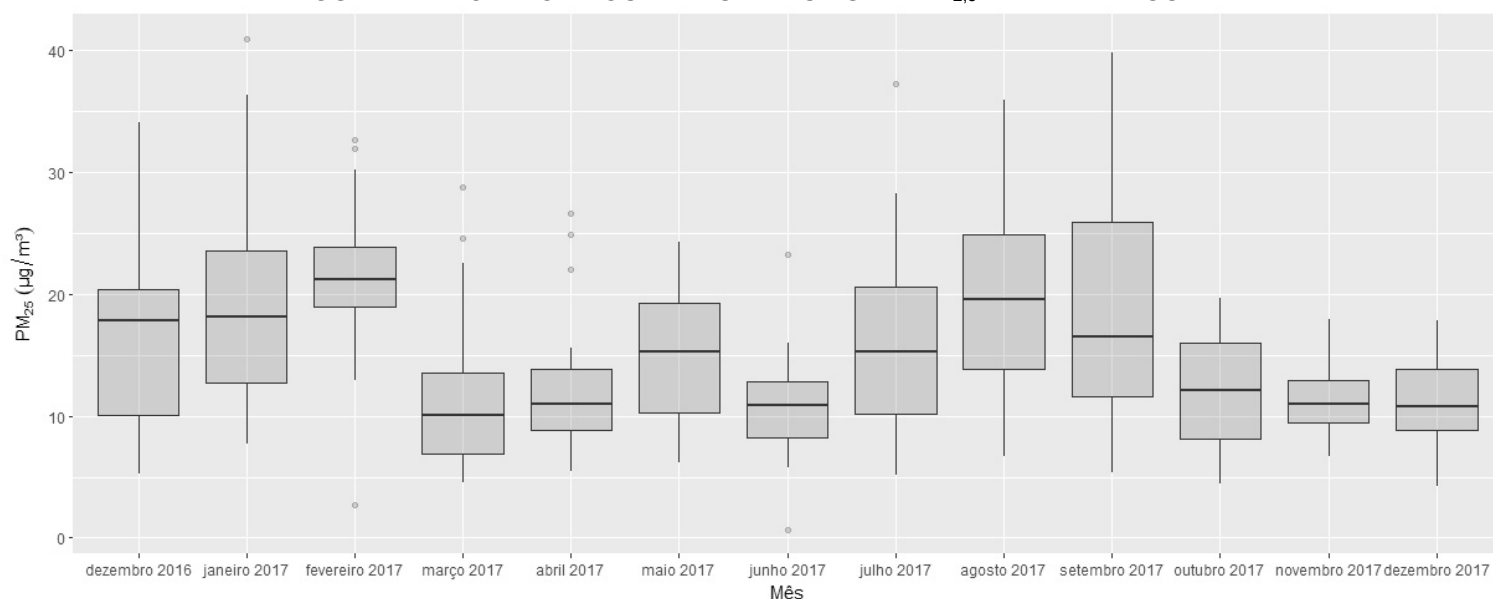
Quanto a distribuição ao longo do ano, a Análise de Variância (ANOVA) indica que há diferença significativa entre os meses estudados ($p < .001$). As médias mensais estão apresentadas na Tabela 5, e a distribuição desta variação está apresentada na FIGURA 17.

Tabela 5: Médias mensais e desvio padrão de $PM_{2,5}$ e sua Fração de Fuligem (BC), avaliadas através de concentração mássica diária, em Paranaguá no período estudado.

Mês	$MP_{2,5}$		BC	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
Dezembro 2016*	17	8,5	1,7	0,8
Janeiro	20	8,8	2,1	0,5
Fevereiro	21	6,5	2,4	0,6
Março	11	5,9	1,9	0,5
Abril	12	5,3	1,9	0,6
Mai	15	5,1	2,3	0,5
Junho	11	4,4	2,3	0,6
Julho	17	8,0	2,6	0,9
Agosto	20	7,4	2,8	0,8
Setembro	19	9,7	2,9	0,8
Outubro	12	4,8	2,4	0,7
Novembro	11	2,8	2,1	0,5
Dezembro 2017**	11	4,4	1,5	0,5
Média Anual	15	7,5	2,3	0,7

*13 amostragens no mês. **14 amostragens no mês.

FIGURA 17 - BOXPLOT DOS NÍVEIS MENSAIS DE $PM_{2,5}$ EM PARANAGUÁ



Fonte: o autor

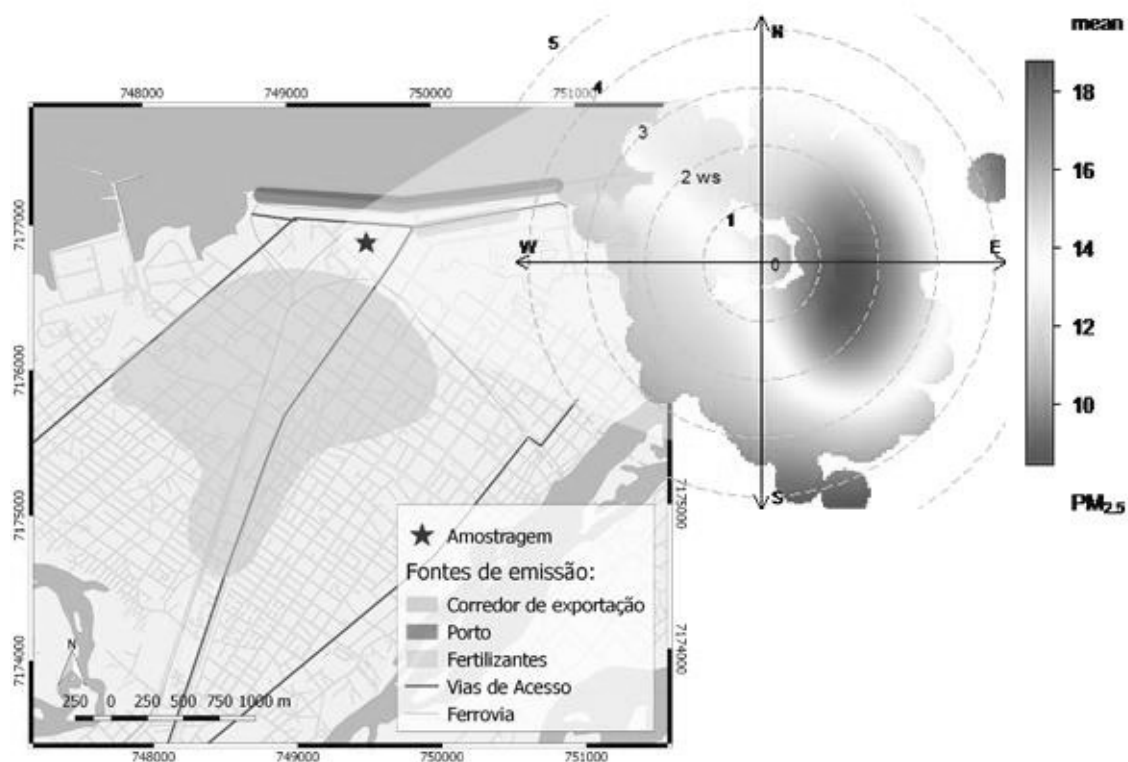
O mês de fevereiro apresentou um regime de chuvas superior ao padrão observado para os anos anteriores. Entretanto, a análise estatística de correlação linear indicou insuficiente relação dos níveis de $PM_{2,5}$ com variáveis de umidade relativa e da precipitação (chuva), apresentando R^2 de 0.072 e 0.019 respectivamente.

Sendo assim, sugere-se que os altos níveis de material particulado fino encontrado nos meses de fevereiro e julho a agosto não estão relacionados à estas variáveis de maneira significativa, tendo como principal causa, as dinâmicas de trajetórias de vento e movimentação no porto de Paranaguá, como apresentado a seguir.

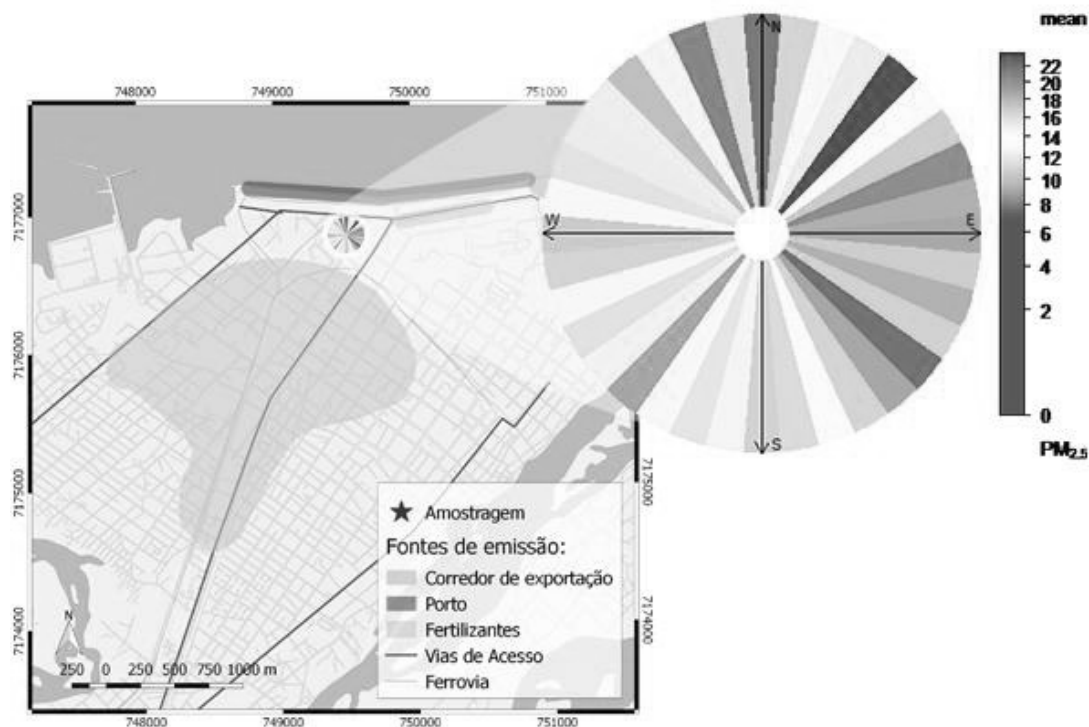
Identificou-se que 18% é o percentual médio de BC encontrado nas amostras de $PM_{2,5}$ em Paranaguá, valor menor que o identificado no Rio de Janeiro (20%), Manaus (21%), Recife (26%), Curitiba (30%) e São Paulo (38%) (MIRANDA et al., 2012; BARBOSA, 2014). Tal resultado indica uma menor contribuição da queima de combustível fóssil na composição do material particulado fino.

6.2.1 $PM_{2,5}$, Direção Do Vento E Trajetória Reversa

A interpolação entre variáveis de velocidade e direção do vento aponta que as maiores concentrações de $PM_{2,5}$ são encontradas com ventos provenientes de Leste, Nordeste e Sudeste, como demonstrado na FIGURA 18 e FIGURA 19. Desta maneira, sugere-se que as principais fontes potenciais de poluentes estejam localizadas à leste do Ponto de amostragem, como por exemplo, os principais terminais portuários no município de Paranaguá.

FIGURA 18 - POLARPLOT DE DISTRIBUIÇÃO DE $PM_{2,5}$ EM PARANAGUÁ

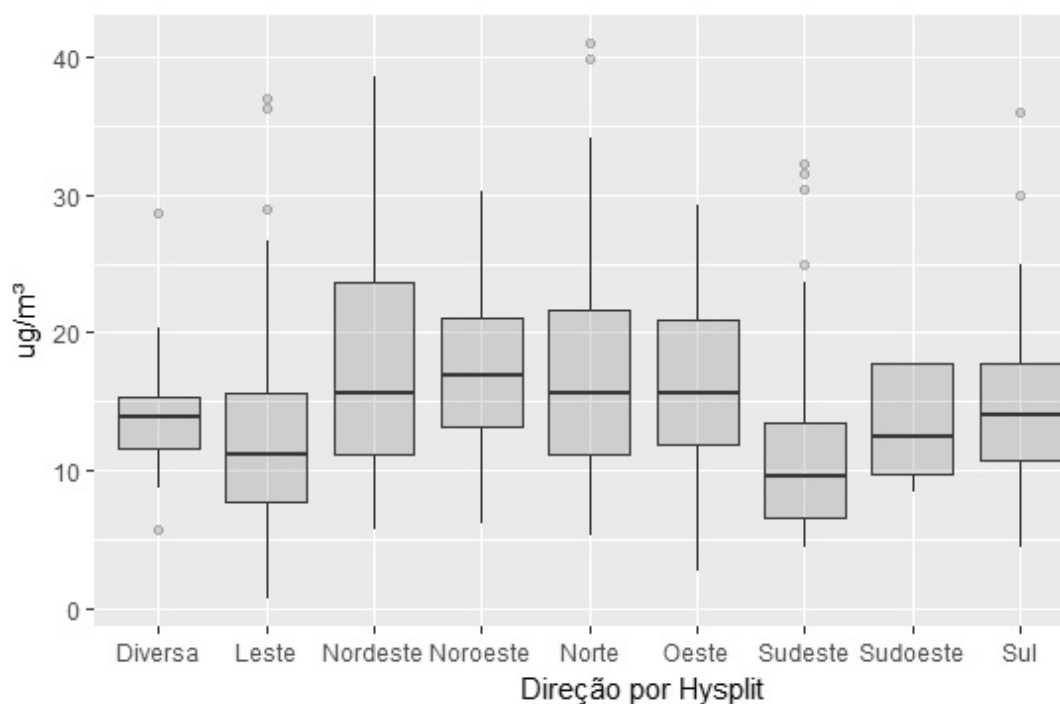
Gráficos de plotagem bi-variada para $PM_{2,5}$ em Paranaguá. Neste gráfico, os valores encontrados para poluentes são relacionados com as condições de velocidade e direção do vento do dia de amostragem, permitindo o diagnóstico das fontes potenciais de poluição. Fonte: o autor.

FIGURA 19 - FREQUÊNCIAS DE DIREÇÃO DO VENTO E NÍVEIS DE $PM_{2,5}$.

Frequências de direção do vento em Paranaguá a partir dos níveis de $PM_{2,5}$ encontrados. Este tipo de gráfico permite visualizar a concentração média de material particulado fino em cada uma das direções do vento observadas para o período amostrado. Fonte: o autor.

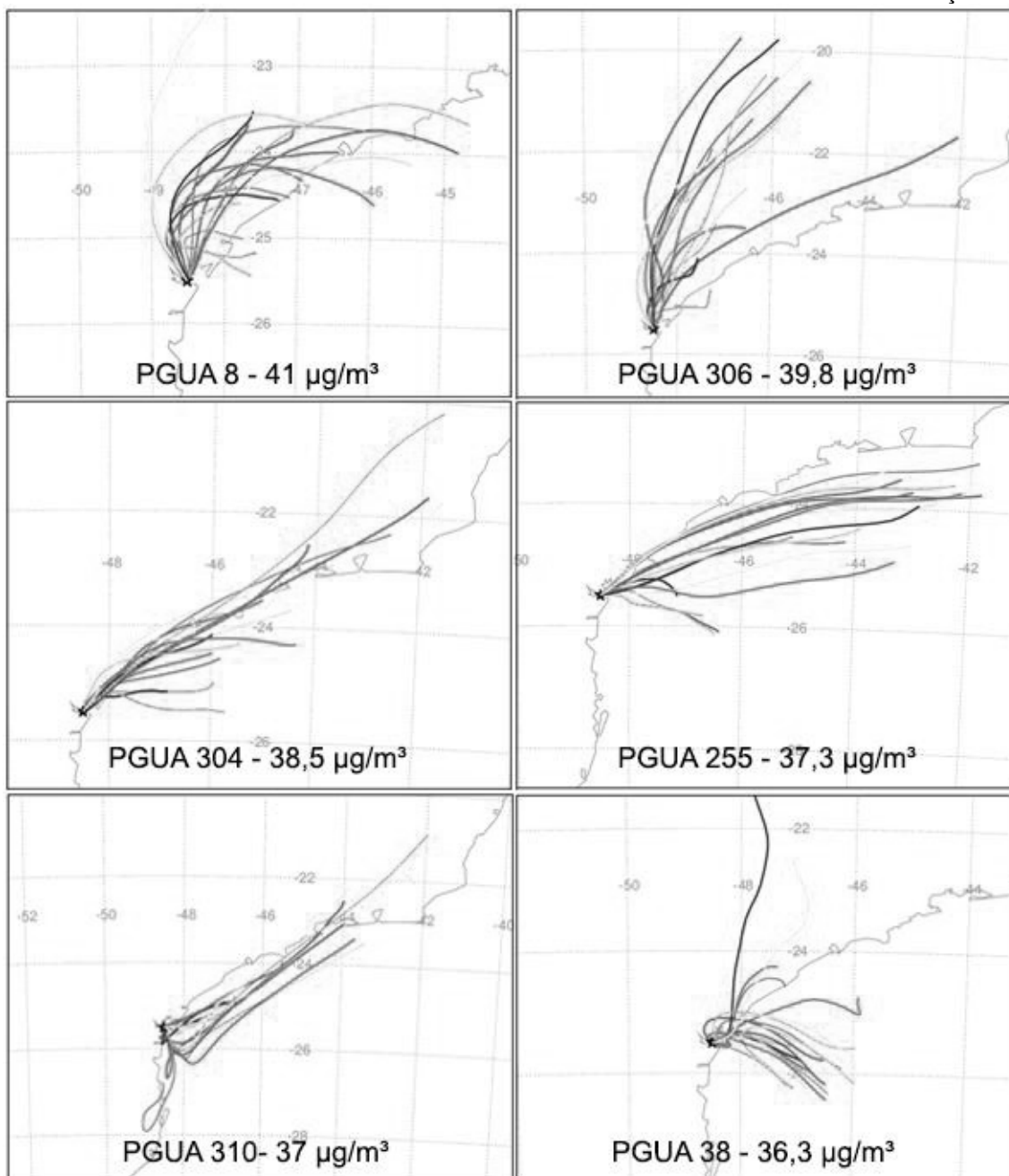
A trajetória reversa dos dias amostrados apontou que a distribuição entre os ventos que trouxeram o material analisado circulou principalmente entre Norte, Oeste, Nordeste e Noroeste. A integração dos resultados de todas as trajetórias está descrita na FIGURA 20. Exemplos das maiores e menores concentrações obtidas estão apresentados na FIGURA 21 e FIGURA 22 respectivamente.

FIGURA 20 - DISTRIBUIÇÃO DOS VENTOS OBTIDOS A PARTIR DE TRAJETÓRIA REVERSA PELO MÉTODO HYSPLIT.



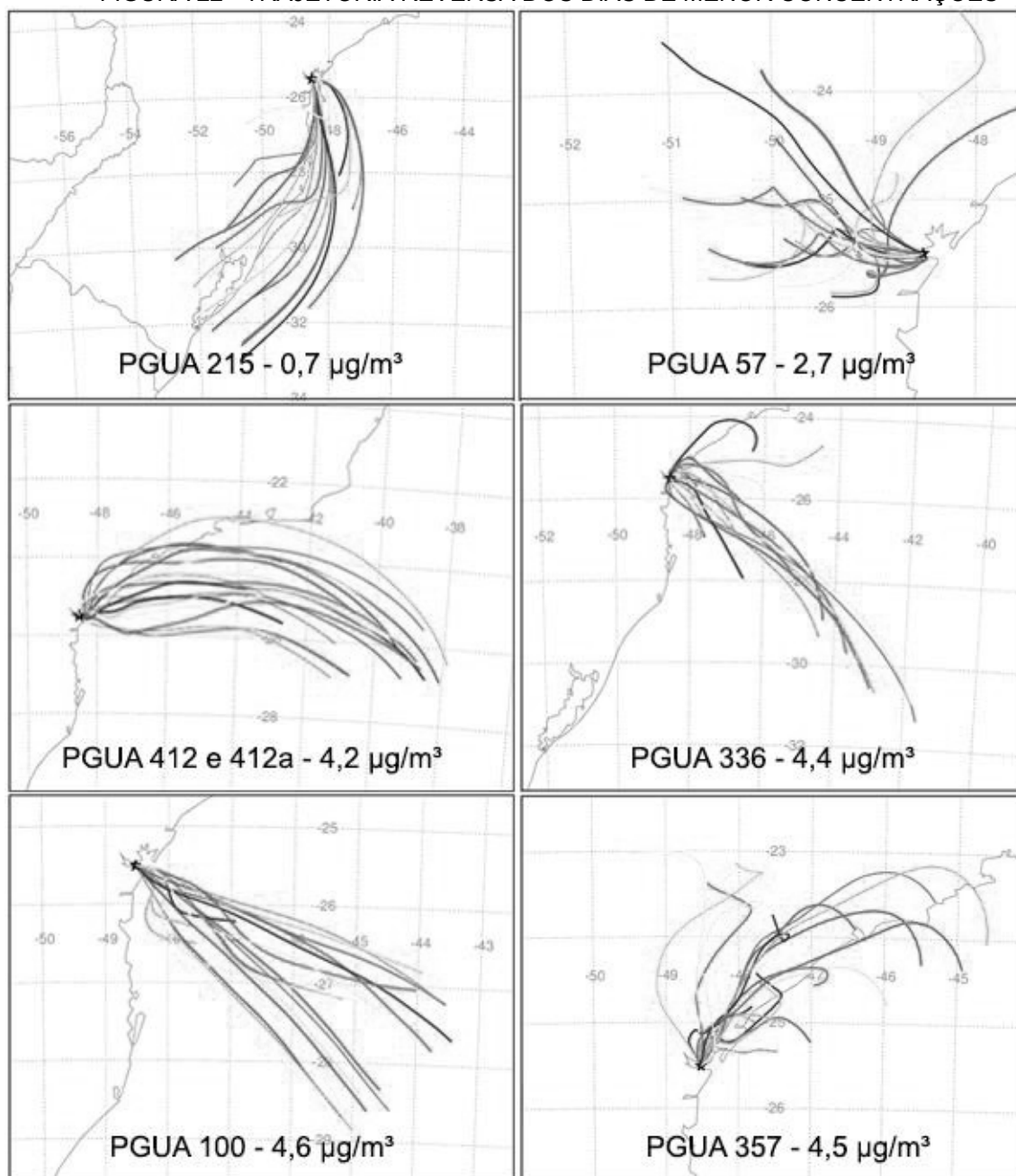
Fonte: o autor

FIGURA 21 - TRAJETÓRIAS REVERSAS DOS DIAS DE MAIOR CONCENTRAÇÃO



Exemplos da Trajetória Reversa dos ventos que ocorreram no período de 24 horas anteriores ao final da coleta de $\text{PM}_{2,5}$ nos dias de maior concentração, todos acima do limite de 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ propostos pela OMS. Fonte: o autor.

FIGURA 22 - TRAJETÓRIA REVERSA DOS DIAS DE MENOR CONCENTRAÇÕES



Exemplos da Trajetória Reversa dos ventos que ocorreram no período de 24 horas anteriores ao final da coleta de $\text{PM}_{2,5}$ nos dias de menor concentração. Fonte: o autor.

A análise de trajetórias reversas aponta uma predominância de ventos que percorrem a região portuária nos episódios de maior concentração de poluentes, enquanto, nos episódios de baixos níveis, as trajetórias são diversificadas, com predominância de ventos sul-sudeste.

A partir da análise integrada dos resultados observados, tanto de frequências, plotagem bi-variada quanto análise de trajetórias reversas, foi possível identificar

que os maiores valores observados ocorreram predominantemente a partir de ventos provenientes da região norte-nordeste e leste. A partir da análise do mapa das fontes primárias na região (FIGURA 6), pode-se observar que a região dos terminais portuários está localizada nestas direções. Neste sentido, é possível identificar a importante contribuição da atividade portuária na concentração de $PM_{2,5}$ no ar de Paranaguá.

A avaliação das dinâmicas dos ventos pode influenciar de maneira considerável a qualidade do ar de uma região, pois ventos na direção porto-município podem contribuir para altos níveis em áreas populosas, e a velocidade do vento pode influenciar na estagnação ou limpeza do ar atmosférico. Como exemplo, o porto de Barcelona apresenta um regime de brisas oceânicas que contribui para que os poluentes sejam direcionados para a área urbana (PÉREZ et al., 2016).

Em geral, o perfil meteorológico de Paranaguá apresenta direção predominante sul-sudeste (FIGURA 13), isso faz com que o município esteja a maior parte do tempo em uma condição favorável, contribuindo para que os poluentes, predominante gerado na região portuária, sejam carregados para a direção contrária à área urbana. Por outro lado, deve-se considerar que nesta direção concentram-se os últimos remanescentes consideráveis de floresta atlântica preservada (MYERS et al., 2000; TIEPOLO, 2016), e que a avaliação destes impactos sobre o ambiente natural se mostra como um grande potencial para estudos futuros.

No porto de Telassonik, na Grécia, identificou-se médias de $66 \mu g/m^3$ na região portuária, e $33 \mu g/m^3$ na área urbana, identificando uma influência das emissões provenientes da atividade do porto para os níveis encontrados na cidade (TOLIS et al., 2015). De forma similar, em Barcelona, a análise de composição estimou-se que cerca de 50% do PM_{10} e $PM_{2,5}$ observado no porto era relacionado a atividades portuárias, e que 9–12% do PM_{10} e 11–15% do $PM_{2,5}$ urbano era formado por contribuição do porto (PÉREZ et al., 2016). Em locais de menor magnitude e que apresentam as instalações portuárias como fonte principal de poluentes atmosféricos na região, como Paranaguá, sugere-se que esta contribuição possa ser ainda mais significativa. Neste sentido, a realização de estudos de composição surge como uma ferramenta potencial para a quantificação da contribuição de cada fonte de emissão para o material particulado em Paranaguá.

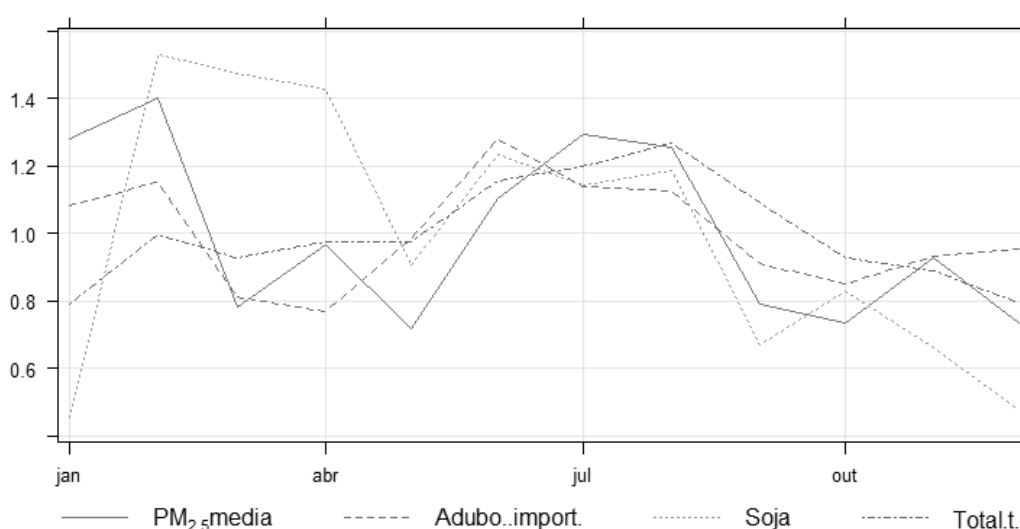
6.2.2 PM_{2,5} E A Movimentação De Cargas No Porto De Paranaguá

Em 1989, um clássico trabalho avaliou a carga e descarga de diversos produtos no porto de Barcelona, identificando uma relação altamente significativa entre a descarga de soja e episódios de asma (ANTÓ et al., 1989), o que sugere que a dinâmica portuária está relacionada aos níveis de poluentes atmosféricos da região, e consequentemente os agravos à saúde decorrentes de tais emissões.

Outro estudo identificou que as concentrações de material particulado fino no porto de Brindisi (Itália) estão relacionadas aos níveis diários de embarcações no porto, além de horários de chegada e saída de navios, mostrando que a variabilidade temporal da dinâmica portuária pode apresentar resultados interessantes sobre as possíveis fontes de poluentes (DONATEO et al., 2014).

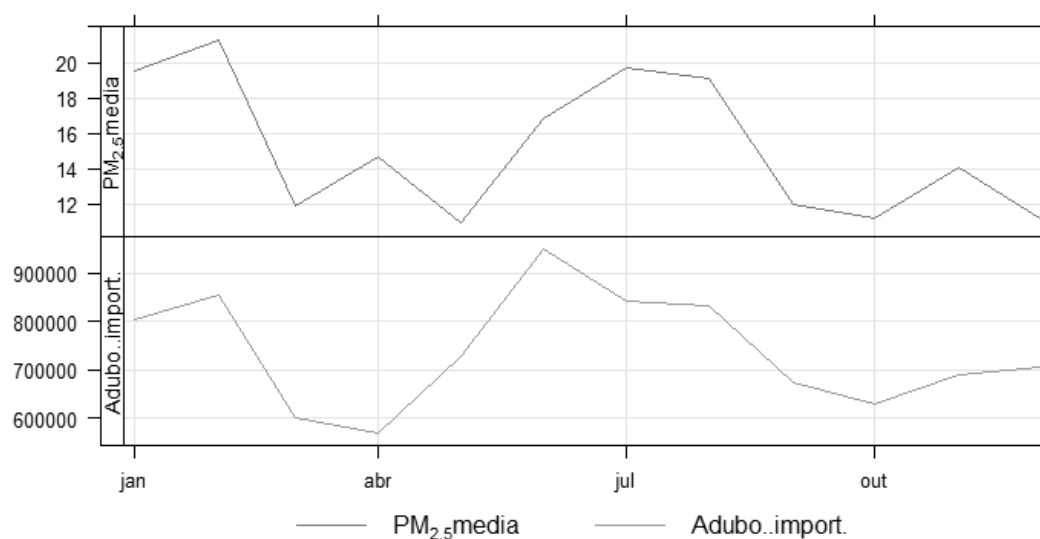
De maneira similar, a distribuição temporal de PM_{2,5} apresentou similaridades com a distribuição da movimentação de determinadas cargas no Porto de Paranaguá, a partir de dados obtidos em relatórios oficiais da Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina. A FIGURA 23 apresenta esta variação em escala normalizada, enquanto a FIGURA 24 compara o PM_{2,5} somente com a movimentação de Fertilizantes, que apresentou a melhor correlação linear com o poluente em questão ($R^2 = 0.51$, FIGURA 25).

FIGURA 23 - COMPARAÇÃO ENTRE PM_{2,5} E MOVIMENTAÇÃO DE MERCADORIAS EM PARANAGUÁ



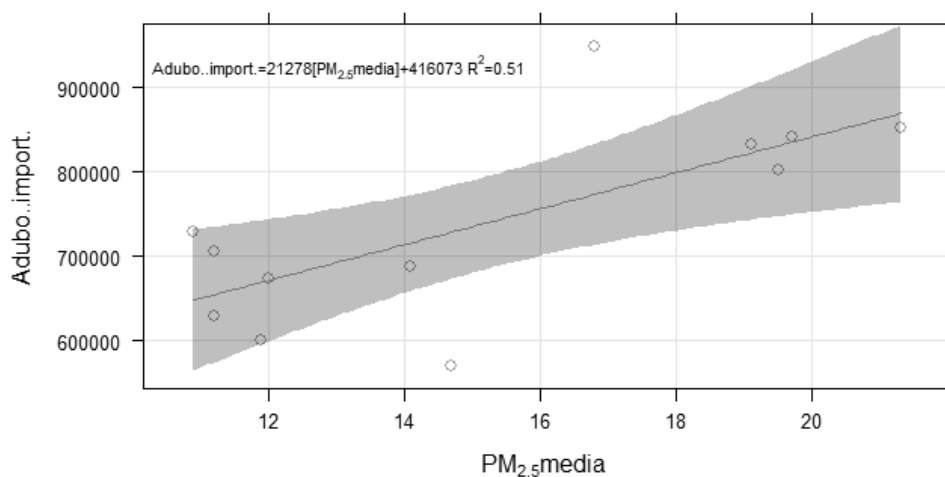
Comparação normalizada da distribuição de PM_{2,5} com a movimentação de fertilizantes (Adubo..import), soja e total de movimentações no Porto de Paranaguá. Fonte: o autor.

FIGURA 24 - COMPARAÇÃO ENTRE $PM_{2,5}$ E MOVIMENTAÇÃO DE ADUBO EM PARANAGUÁ



Distribuição temporal de $PM_{2,5}$ em Paranaguá em comparação com a movimentação de adubos (em tonelada). Fonte: o autor.

FIGURA 25 - RELAÇÃO LINEAR ENTRE AS MÉDIAS MENSUAIS DE $PM_{2,5}$ E IMPORTAÇÃO DE ADUBO EM PARANAGUÁ (EM TONELADA).



Fonte: o autor.

Estudos futuros sobre a composição das massas obtidas são necessários para uma melhor compreensão do fenômeno, possibilitando identificar as possíveis fontes de emissão a partir de marcadores. Por exemplo, Níquel e Vanádio em PM_{10} são marcadores de poluentes provenientes de navegação (TIAN et al., 2013) e sua mensuração pode contribuir para a elaboração do perfil das emissões portuárias em Paranaguá.

A indicação de que os altos níveis de $PM_{2,5}$ estão relacionados à ventos provenientes dos terminais portuários indica que a principal fonte de emissão responsável pela relação entre $PM_{2,5}$ e os valores de importação de fertilizantes é a movimentação do produto pelo porto de Paranaguá. Os baixos níveis das frações de BC no $PM_{2,5}$, indicam que a contribuição da movimentação de carga apresenta maior contribuição que a da queima de combustível fóssil para as concentrações deste poluente.

6.2.3 Risco Relativo de Mortalidade

O risco relativo obtido para o ano de 2017 em Paranaguá está descrito na Tabela 6. Considerando a média anual obtida de $15 \mu g/m^3$, $5 \mu g/m^3$ superior ao limite ao quais efeitos na saúde são observados, calculou-se o RRM de 3%, indicando que há aumento no risco de 3% de mortalidade geral na região portuária de Paranaguá devido aos níveis de $PM_{2,5}$ no ano de 2017. Em Curitiba, Polezer (2013) identificou risco relativo de 1,5% nos anos de 2008 e 2010, relacionado principalmente ao alto tráfego de veículos automotores no município.

Tabela 6 - Resultados de risco relativo de mortalidade para o ano de 2017 em Paranaguá a partir do cálculo da Equação 2.

Média Anual ($\mu g/m^3$)	15
Concentração Excedente* ($\mu g/m^3$)	5
Risco Relativo Mortalidade (%)	3

*em relação ao limite OMS

6.3 MONITORAMENTO DE FULIGEM

O período de amostragem válido ocorreu do início de Janeiro ao fim de Junho de 2017. A média obtida para o monitoramento de fuligem (BC) e percentual de queima de biomassa (BC_{bb}) e de queima de combustível fóssil (BC_{ff}) em Paranaguá apresentou média de 1631 ng/m³, 63 ng/m³ e 1521 ng/m³, respectivamente, como apresentado na

Tabela 7. Identifica-se que a fonte de fuligem na região analisada está na queima de combustível fóssil.

Tabela 7 - Estatísticas descritivas do resultado do monitoramento de fuligem (BC) no município de Paranaguá, com diferenciação entre fonte por queima de biomassa (BC_{bb}) e queima de combustível fóssil (BC_{ff}). *Outliers* foram removidos.

	BC (ng/m ³)	BC_{bb} (ng/m ³)	BC_{ff} (ng/m ³)
Média	1631	63	1521
Desvio Padrão	1236	83	1177
Mínimo	0	0	0
Máximo	5404	345	5115

Os níveis médios encontrados para fuligem no porto de Paranaguá indicam valores superiores aos de outras cidades portuárias brasileiras, como Fortaleza, ou mesmo grandes instalações portuárias europeias, como Rotterdam e Amsterdam, na Holanda, e valores similares aos de Barcelona, na Espanha.

Adicionalmente, em Rotterdam foram encontradas médias de fuligem próximas à vias de tráfego marinho superiores aos encontrados em regiões próximas à rodovias, indicando que o modal naval apresenta influência significativa para os níveis de fuligem (KLOMPMAKER et al., 2015).

A Tabela 8 apresenta o resultado de diversos estudos sobre fuligem em comparação com os resultados obtidos.

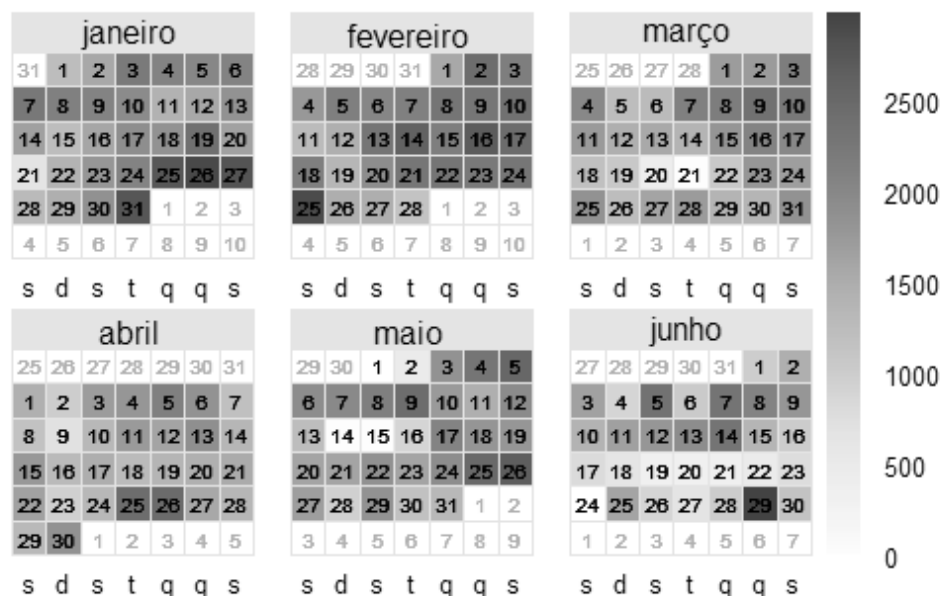
Tabela 8: Comparação dos resultados obtidos com outros estudos.

Município	Densidade Demográfica	Característica das fontes de emissão	Fuligem BC $\mu\text{g}/\text{m}^3$			Ano	Fonte
			Mínima	Média	Máxima		
Paranaguá - PR	169,92*	Portuário, Tráfego	0**	1,6	5,4**	2017	Este estudo
Curitiba - PR	4.027,04*	Tráfego	1,4	4,1	104,4	2015	(POLEZER, 2015)
Guamaré - RN	47,9*	Industrial	-	0,2	-	2006	(MORAES et al., 2010)
Fortaleza - CE	7.786,44*	Turístico, Portuário	0,3	0,7	1,2	2014	(LIMA, DE et al., 2015)
São José dos Campos - SP	572,96*	Industrial	0,54	-	3,61	2005	(AMARO; JORGE, 2006)
São Paulo – SP (EACH - USP)	7.398,26*	Tráfego	-	1,9	-	2014-2015	(MIRANDA, DE et al., 2017)
Barcelona, Espanha	- (1,7 milhões hab. em 2016 ***)	Portuário	0,7	1,7	3,8		
Londres, Inglaterra	- (+ 8 milhões. hab. em 2016 ***)	Tráfego	2,5	7,8	14	2009	(RECHE et al., 2011)
Santa Cruz de Tenerife, Espanha	-	Portuário, tráfego	0,1	0,8	2,6		
Amsterdã, Holanda	- (1,1 milhão hab. em 2016 ***)	Tráfego, Portuário	0,62	1,1	2,3		
Rotterdam, Holanda	- (994.000 hab. em 2016 ***)	Portuário	0,4	1,1	2,2	2013	(KLOMPMAKER et al., 2015)
Lahore, Paquistão.	- (10 milhões hab.)	Tráfego	5	21,7	110	2005-2006	(HUSAIN et al., 2007)
Dhanbad, Índia	1300	Carvoarias	0,40	6,5	22,7	2013	(SINGH et al., 2018)

*(Censo 2010, hab/km²) **Valores obtidos em amostragem por minuto. *** (WORLD POPULATION REVIEW, 2016)

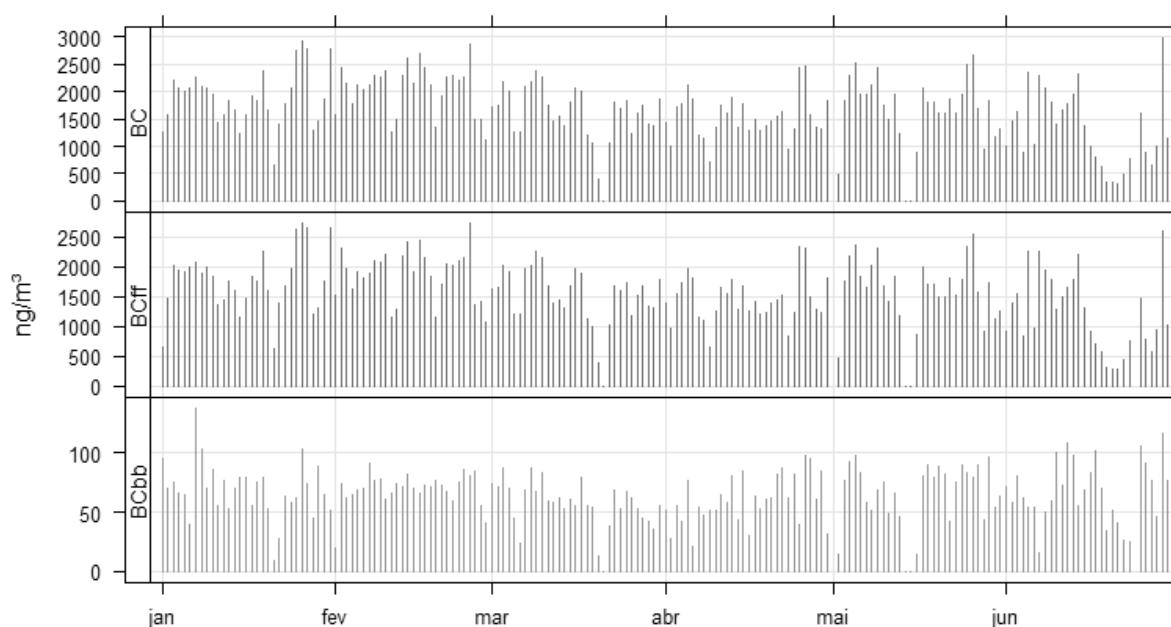
O período de monitoramento obtido com fluxo de 5 litros por minuto (LPM) está apresentado na FIGURA 26. A série temporal com médias diárias está apresentada na FIGURA 27.

FIGURA 26 - CALENDARPLOT DE FULIGEM NO PERÍODO AMOSTRADO EM PARANAGUA
BC in 2017



Calendário representativo dos resultados obtidos para o monitoramento de fuligem em Paranaguá. São apresentados somente o período válido, aonde o fluxo de ar no aparelho permaneceu em 5 LPM. Fonte: o autor.

FIGURA 27 - SÉRIE TEMPORAL DOS RESULTADOS OBTIDOS COM O MONITORAMENTO DE FULIGEM EM PARANAGUÁ COM DIFERENCIAÇÃO ENTRE BCbb E BCff.



Fonte: o autor.

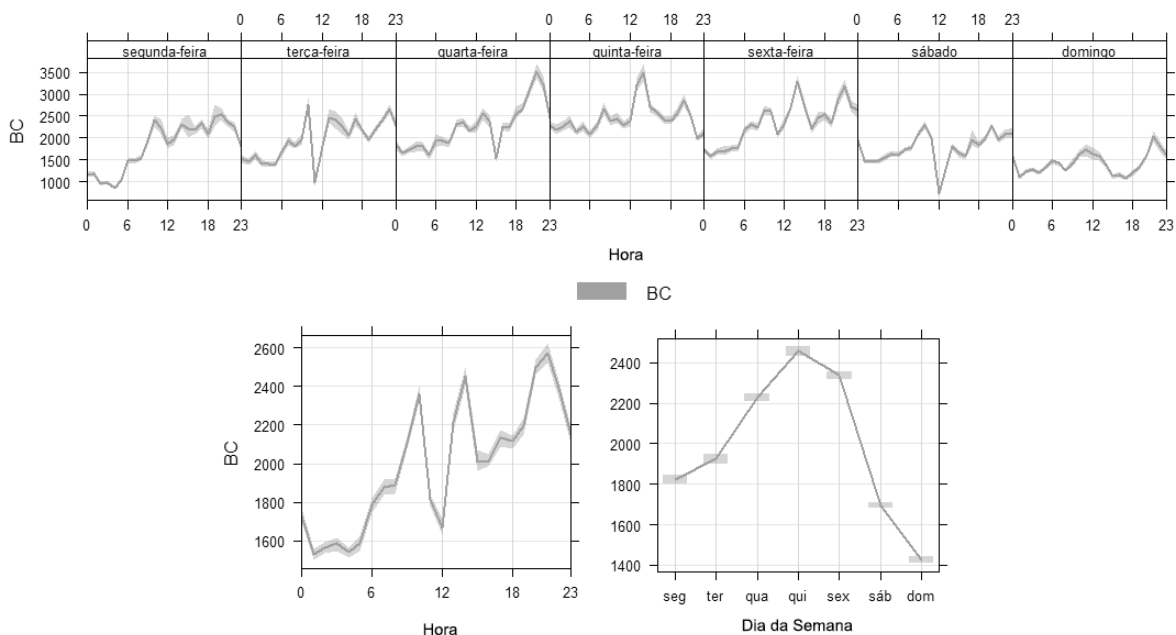
Apesar de não existirem indicações de limites para fuligem, a divisão europeia da Organização Mundial da Saúde já apontou em relatório que este poluente

apresenta diversos efeitos na saúde, e recomenda a criação de limites deste poluente no ambiente (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2012). Adicionalmente, Reche et al. (2011) a partir de avaliação em diferentes cidades européias, afirma que a fuligem é um relevante indicador do impacto de emissões antropogênicas locais, e que as redes de monitoramento do ar devem incluir esta variável em suas medições.

É necessário atentar para o fato que o monitoramento de fuligem no período estudado apresentou dois episódios momentâneos com mais de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e 19 valores acima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Apesar de curtos, estes episódios apresentam significância devido a influência na saúde, sendo que a fuligem apresenta maior toxicidade por micrograma que a mesma quantidade de $\text{PM}_{2.5}$ (JANSSEN et al., 2011) e apresenta efeitos sobre a pressão sanguínea. Magalhaes et. al. (2018) identificaram, em episódios de curta duração, que o acréscimo de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de fuligem resulta no aumento da pressão sanguínea entre 0.5–7.3 mm Hg.

Em relação a distribuição semanal, observou-se que há quedas dos níveis de fuligem durante os finais de semana. A FIGURA 28 apresenta estas variações temporais:

FIGURA 28 - VARIAÇÕES TEMPORAIS DE FULIGEM EM PARANAGUÁ



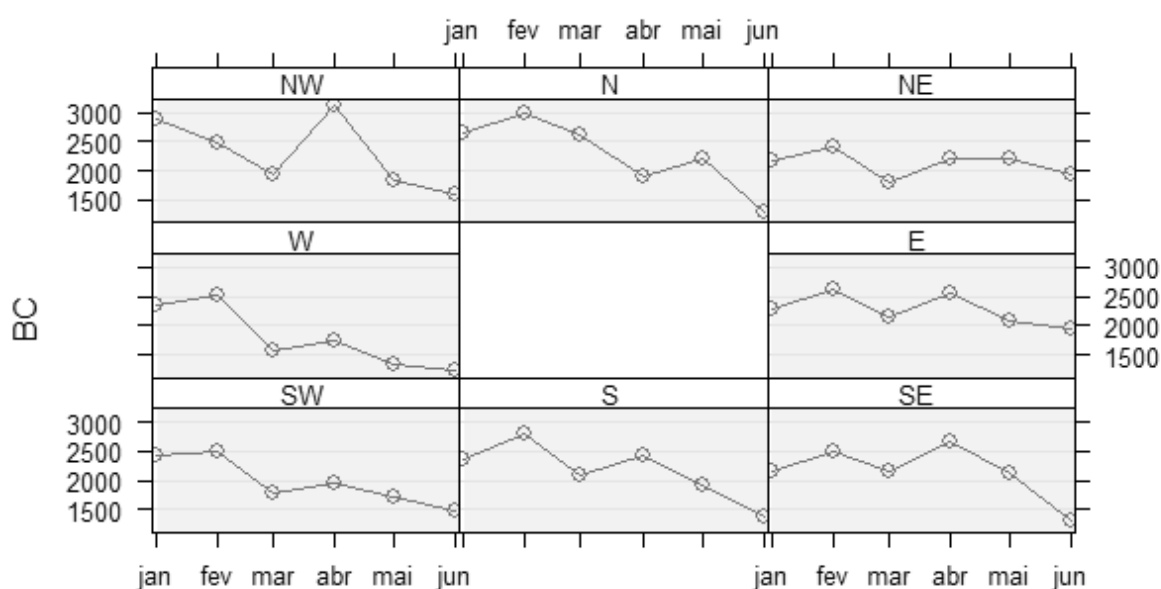
Variações temporais de fuligem (BC) no período estudado em Paranaguá produzido a partir de médias de 15 minutos. O primeiro quadro apresenta variações horárias ao longo dos dias da semana. O Segundo apresenta a variações horárias gerais das concentrações e o terceiro apresenta as médias por dia da semana. Fonte: o autor.

Os baixos níveis de BC_{bb} , que constituem em média 6,3% dos níveis de fuligem total apontam que a queima de biomassa, em áreas urbanas geralmente proveniente do uso de madeira ou carvão para cozimento ou aquecimento, não constitui fonte significativas na região estudada, sendo que os valores encontrados podem ser provenientes da queima de resíduos na região. A título de exemplo, este valor pode chegar a $9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em regiões de carvoaria, como identificado na cidade de Dhanbad, na Índia (SINGH et al., 2018).

6.3.1 Direção Do Vento e Fuligem

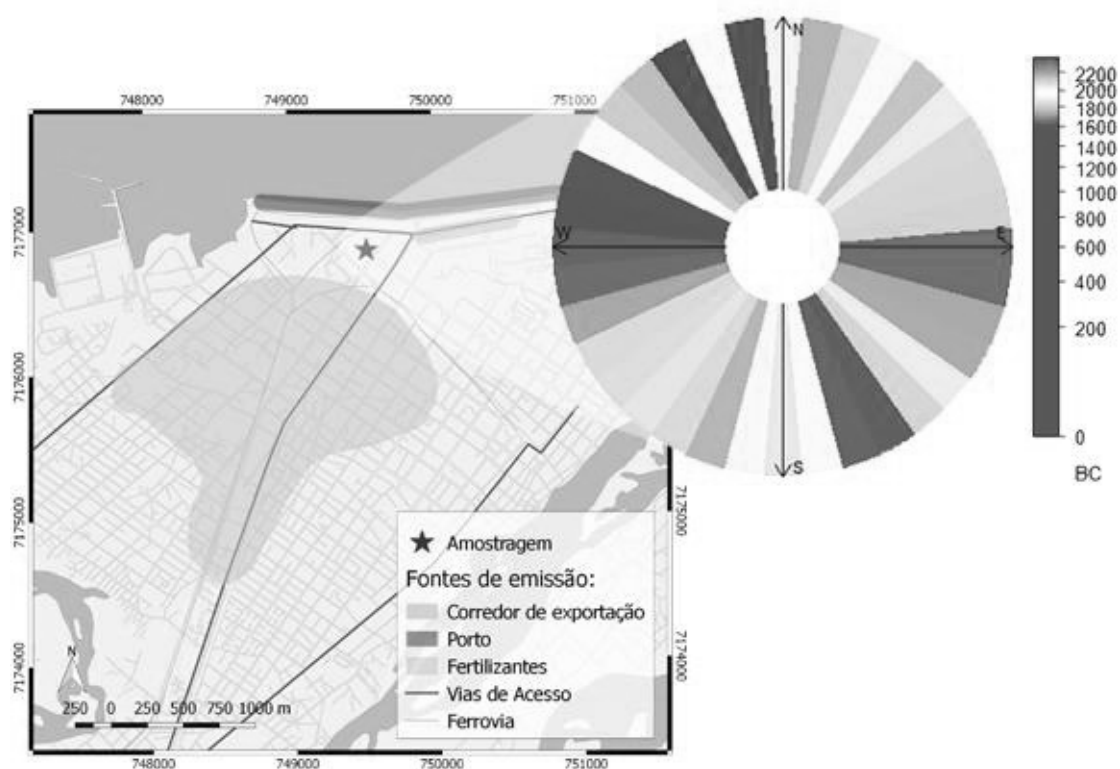
A direção do vento que mais contribuiu para os maiores níveis de fuligem foi Noroeste, com contribuições de Norte, como pode ser observado na figura FIGURA 29, e Leste, como pode ser acrescentado a partir da FIGURA 30. Novamente, a direção do vento que mais contribui para os altos níveis dos poluentes é relacionada a direção do Porto de Paranaguá até o ponto de amostragem.

FIGURA 29 - BC E DIREÇÃO DO VENTO POR MÉDIAS MENSAIS



Série temporal de BC por média mensal, classificada por direção do vento. Nota-se valores mais expressivos vindos de Noroeste e Norte. Fonte: o autor.

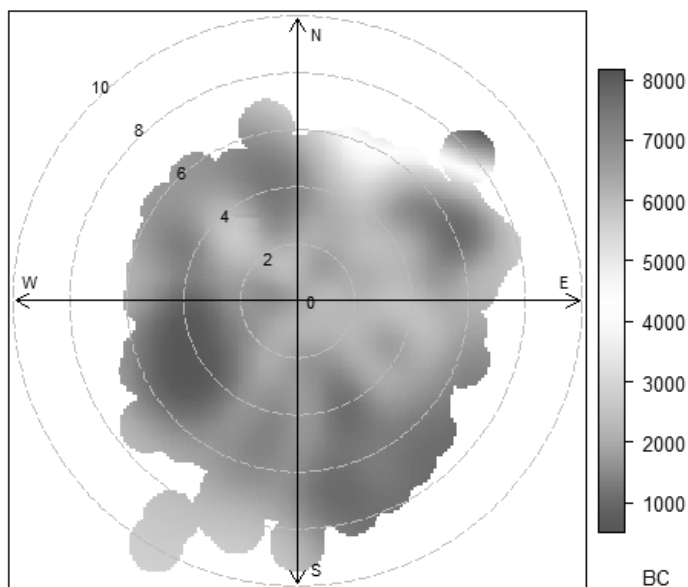
FIGURA 30 - BC E DIREÇÃO DO VENTO



Frequência de ventos que contribuíram para os valores de BC no período estudado. Além de Noroeste e Norte, Leste também apresentou valores expressivos. Este tipo de gráfico permite visualizar a concentração média de material particulado fino em cada uma das direções do vento observadas para o período amostrado. Fonte: o autor.

A visualização bi-variada do poluente a partir das variáveis de velocidade e direção do vento foi produzida visando obter possíveis indicações de fontes de emissão, porém, episódios de alta concentração ocasionaram uma dificuldade na visualização da informação por conta da escala necessária (FIGURA 31).

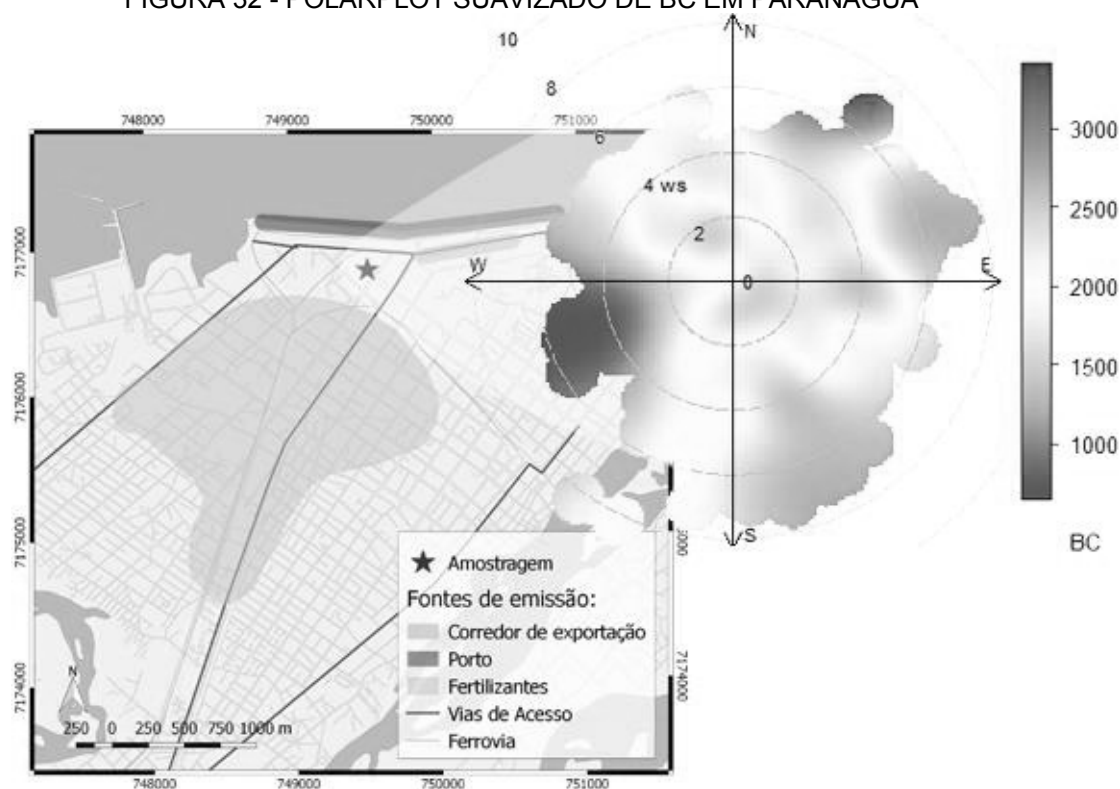
FIGURA 31 - POLARPLOT DE BC EM PARANAGUÁ



Visualização bi-variada de Fuligem por velocidade e direção do vento. Observa-se que dados extremos dificultaram a visualização da informação. Neste gráfico, os valores encontrados para poluentes são relacionados com as condições de velocidade e direção do vento, permitindo o diagnóstico das fontes potenciais de poluição. Fonte: o autor.

As análises identificam episódios durante o dia onde o vento proveniente de nordeste apresentam maiores concentrações de fuligem. Porém, tais níveis suprimiram valores intermediários na simulação apresentada. A partir disso, buscou-se realizar a mesma projeção, porém com as médias de meia hora (FIGURA 32), o que proporcionou a suavização dos dados extremos e uma melhor visualização da informação.

FIGURA 32 - POLARPLOT SUAVIZADO DE BC EM PARANAGUÁ



Visualização bi-variada de Fuligem por velocidade e direção do vento a partir de médias de meia em meia hora. Neste gráfico, os valores encontrados para poluentes são relacionados com as condições de velocidade e direção do vento, permitindo o diagnóstico das fontes potenciais de poluição. Fonte: o autor.

Neste cenário, aonde observa-se a compilação dos ventos que ocorreram durante o dia, identificou-se, além dos valores extremos à nordeste, *hotspots* à leste do ponto de análise. Considerando que a atividade de navegação oceânica consiste em uma significativa parte das emissões de fuligem para a atmosfera (CORBETT et al., 2007; COMER et al., 2017), a análise de direção dos ventos em relação aos níveis de fuligem sugere que a atividade de navegação próxima aos terminais portuários consiste na principal fonte móvel de fuligem na região de Paranaguá.

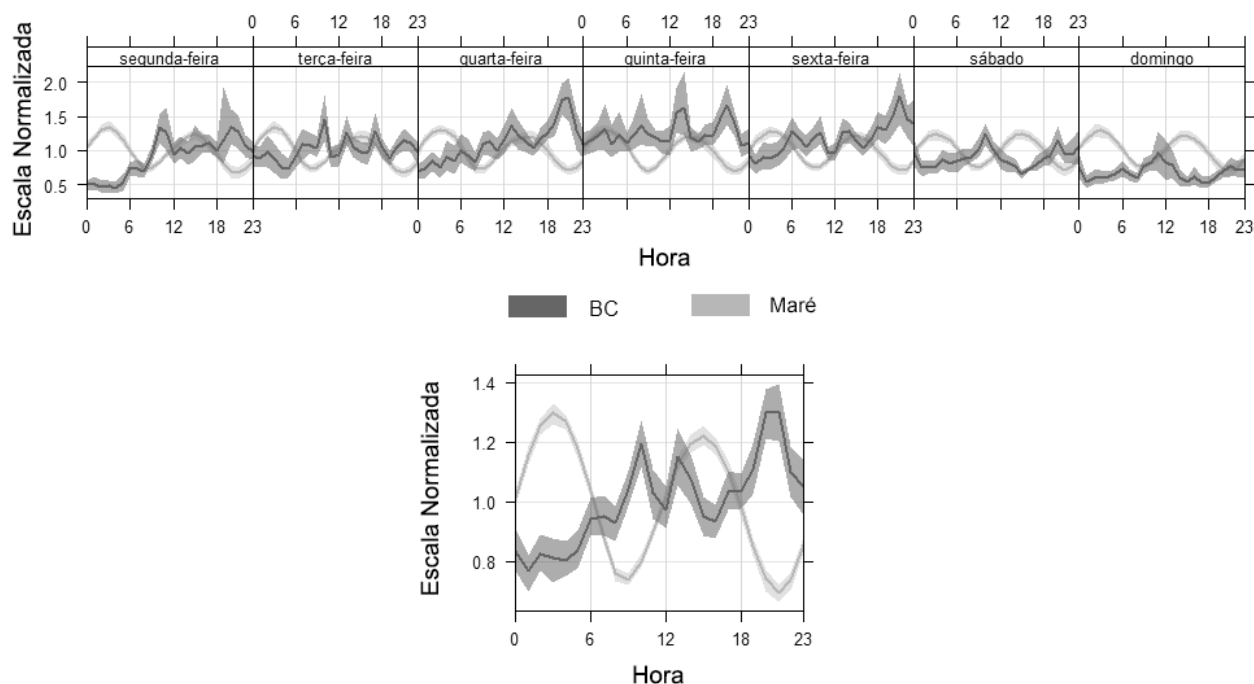
Resultados similares foram observados no porto de Barcelona, aonde a fração correspondente à queima de óleo combustível do material particulado fino apresentou predominância a partir de ventos provenientes das docas de embarque e desembarque de passageiros e mercadorias (PÉREZ et al., 2016).

6.3.2 Fuligem e Ciclo De Marés

Os níveis de emissão de poluentes por uma embarcação são relacionado às potências dos motores utilizadas durante seu funcionamento (LACK; CORBETT, 2012). Uma análise possível é avaliar a relação entre os momentos que antecedem os picos de marés, aonde provavelmente os navios se preparam para iniciar sua movimentação para sair do porto, consequentemente aumentando a potência de seus motores, e os níveis de fuligem.

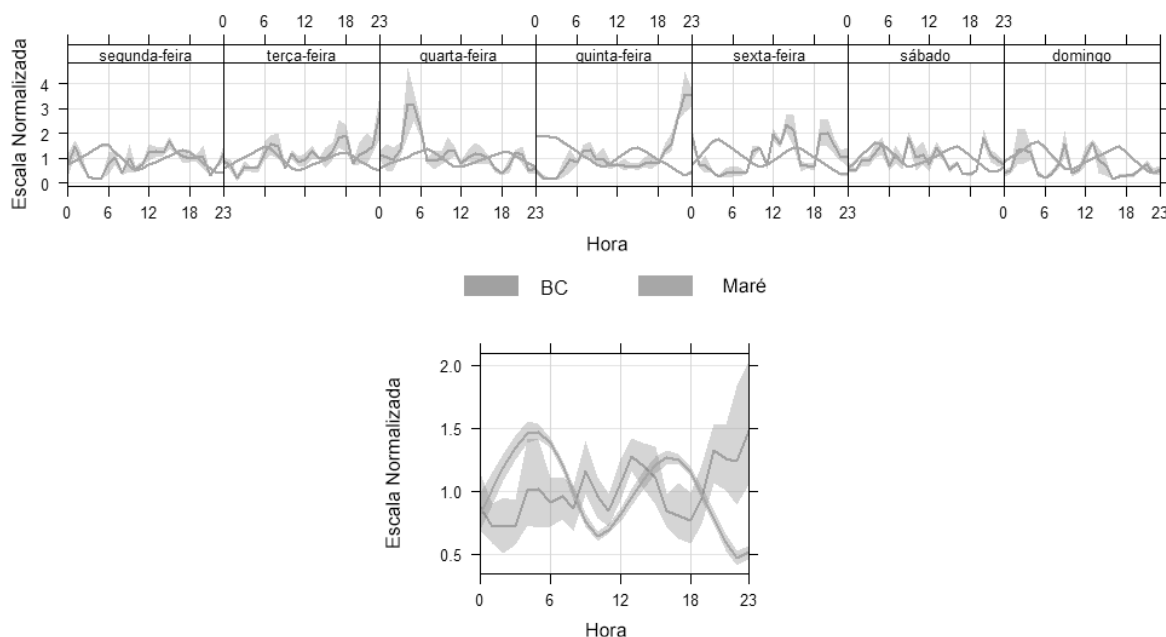
A FIGURA 33 apresenta a variação média de marés e fuligem entre Janeiro e Abril de 2017. Porém, esta relação fica mais visível em semanas aonde há marés de sizígea, como em períodos de lua Cheia (FIGURA 34) ou lua nova (FIGURA 35). É possível observar que em períodos seguintes aos da elevação de maré, é comum encontrar elevações nos níveis de fuligem, o que indica um possível uso desta dinâmica para a movimentação de navios no porto de Paranaguá.

FIGURA 33 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM NÍVEIS DE MARÉS



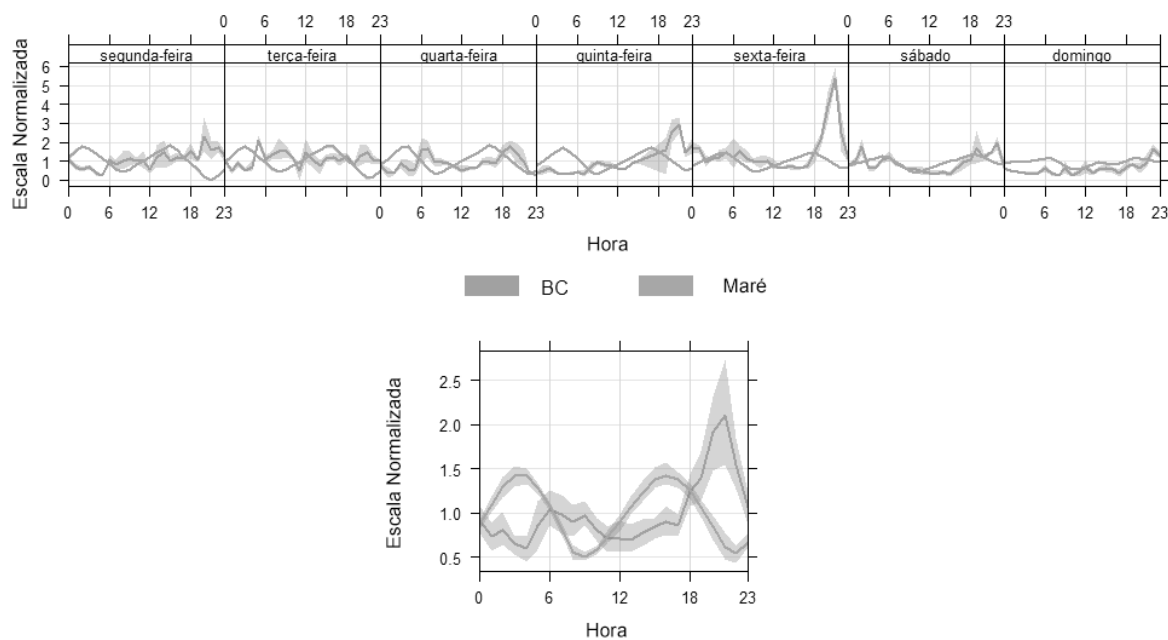
Médias de fuligem (BC) em comparação normalizada com a variação de marés entre Janeiro e Abril de 2017. O quadro superior apresenta as variações horárias por dia da semana de maré, em vermelho, e de BC, em azul. O quadro inferior, com as mesmas cores, apresenta a variação média ao longo do dia das duas variáveis. Fonte: o autor.

FIGURA 34 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM MARÉ DE LUA CHEIA



Médias de fuligem (BC) em comparação normalizada com a variação de marés entre na semana de 12 a 18 de Janeiro de 2017, em período de lua Cheia. O quadro superior apresenta as variações horárias por dia da semana de maré, em vermelho, e de BC, em azul. O quadro inferior, com as mesmas cores, apresenta a variação média ao longo do dia das duas variáveis. Fonte: o autor.

FIGURA 35 - FULIGEM EM COMPARAÇÃO COM MARÉ DE LUA NOVA



Médias de fuligem (BC) em comparação normalizada com a variação de marés entre na semana de 23 de Março a 02 de Abril de 2017, em período de lua Nova. O quadro superior apresenta as variações horárias por dia da semana de maré, em vermelho, e de BC, em azul. O quadro inferior, com as mesmas cores, apresenta a variação média ao longo do dia das duas variáveis. Fonte: o autor.

A navegação oceânica é considerada uma fonte considerável de emissão de fuligem, especialmente pela utilização de combustíveis residuais (últimas frações da destilação do petróleo). O Conselho Internacional para o Transporte Limpo estima que, para o ano de 2015, 66.581 toneladas deste poluente foi emitido pela queima de combustíveis em navegações, sendo que os principais tipos de embarcações que contribuíram para esta estimativa foram os navios de container e de granéis (26,1% e 18,6% das emissões de BC, respectivamente). Além disso, é amplamente reconhecido que a maior parte de tais emissões ocorrem próximas à costa (COMER et al., 2017).

Neste sentido, a relação entre os níveis de marés e os episódios de valores elevados de fuligem sugere que a contribuição da movimentação de embarcações no porto de Paranaguá seja significativa, e a análise das direções dos ventos, indica que os níveis elevados de fuligem são provenientes do porto de Paranaguá.

Considerando a relação entre os níveis de maré e a análise de direção dos ventos, sugere-se que a fonte primária de emissão de fuligem para a região analisada é a navegação oceânica. Estudos referentes a composição do aerosol apresentam um grande potencial para a identificação da contribuição das fontes, e podem auxiliar a compreensão do fenômeno em questão.

6.4 AVALIAÇÃO DE POLUENTES GASOSOS

A seguir, divide-se a análise dos resultados de poluentes gasosos entre NO_2 e SO_2 , complementados por uma seguinte revisão de estudos que discutem as concentrações destes gases na atmosfera de cidades por todo o mundo.

6.4.1 Dióxido de Nitrogênio

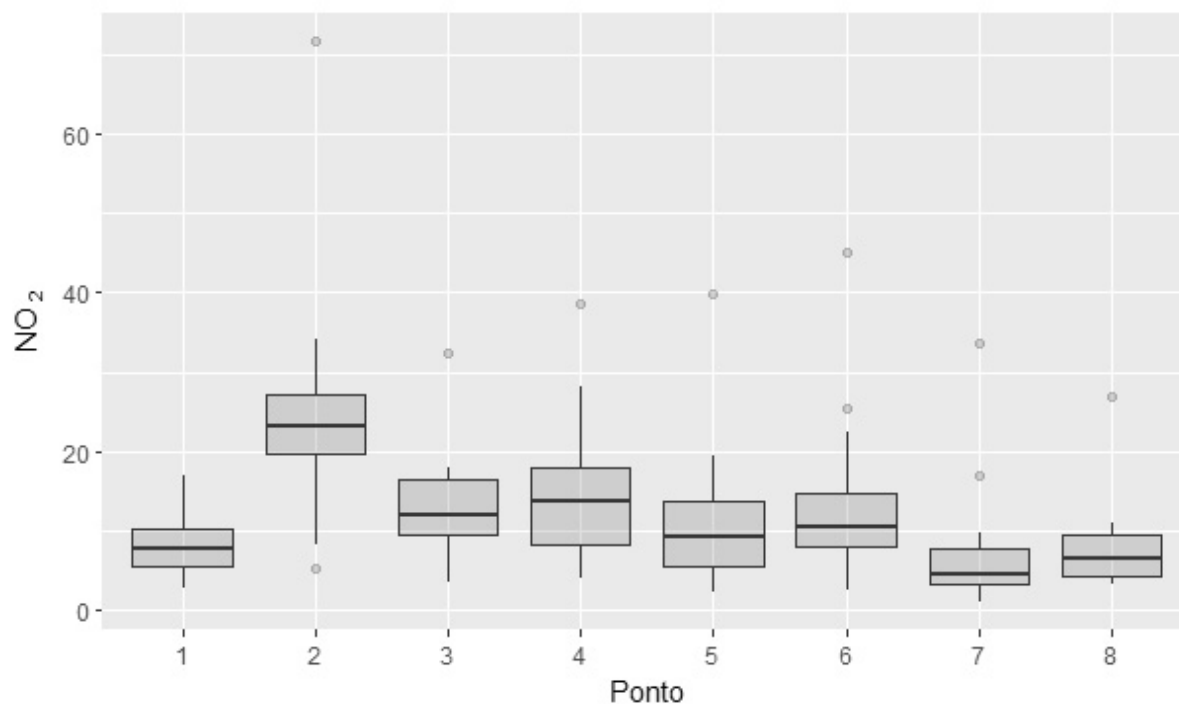
A Tabela 9 apresenta os resultados da amostragem de Dióxido de Nitrogênio em oito pontos em Paranaguá, entre Outubro de 2016 e Setembro de 2017.

Tabela 9: Distribuição mensal e por ponto dos níveis de NO₂ (µg/m³) no período estudado. * Não foi calculado desvio pois ocorreu somente uma amostragem. **Média calculada através de todas as amostragens, e não a partir das médias mensais.

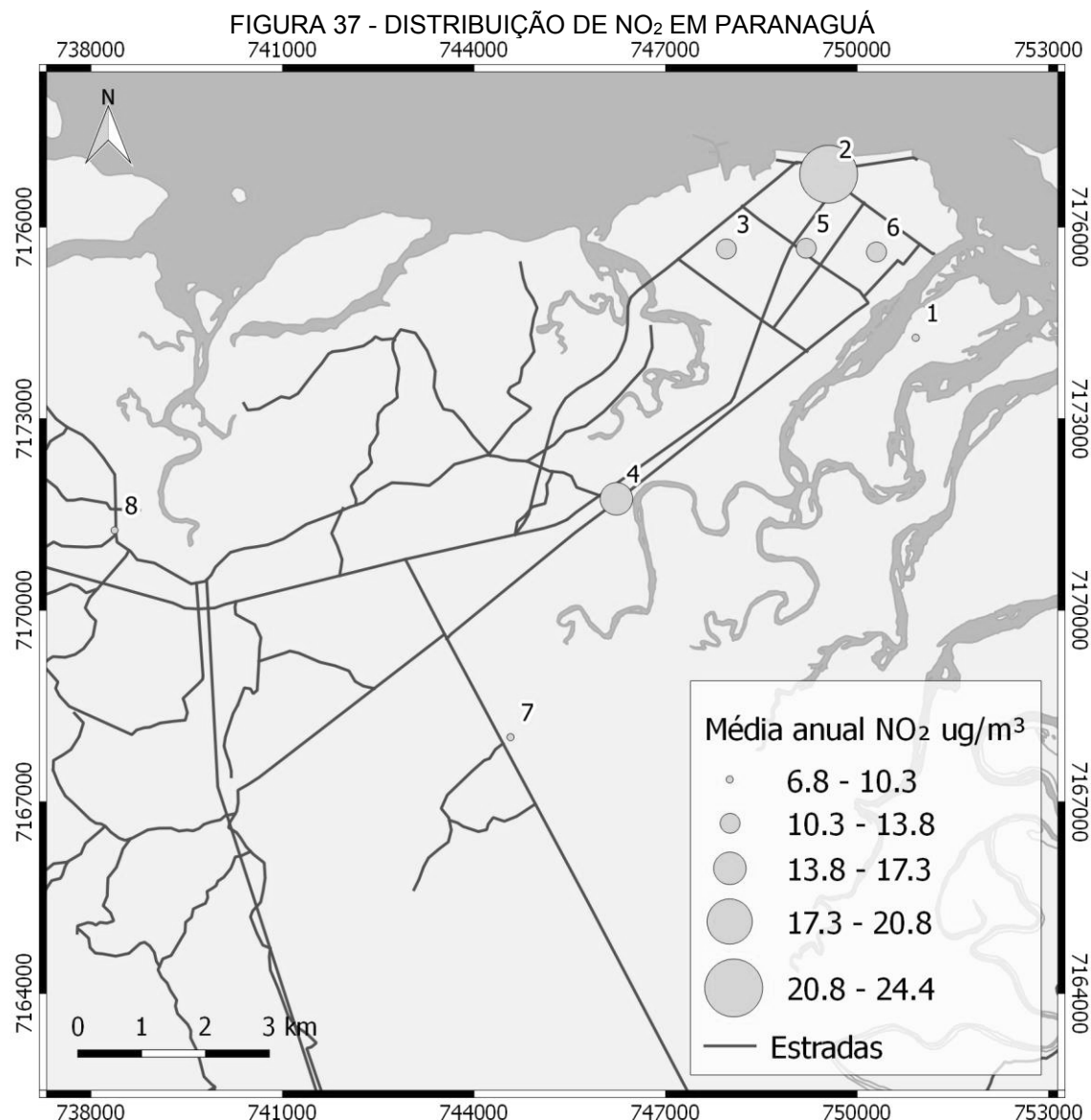
Pontos:	1		2		3		4		5		6		7		8		Média mês**	Desvio**
	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio		
Out/2016	4,8	1,0	21	2,8	14	3,3	14	4,7	15	*	8,1	0,1	5,7	*	6,5	*	12	6,0
Nov/2016			23	1,3	10	0,5	8,5	*	9,3	4,4	9,3	1,6	3,8	0,1	7,0	*	11	6,3
Dez/2016	7,5	0,8	11	*	11	*	10	4	9,0	*	13	3,3	4,5	1,8	3,9	*	8,9	3,7
Jan/2017	6,8	1,5	24	4,6	12	*	12	7,2	17	3	8,4	4,1	2,9	2,2	9,3	0,0	12	7,0
Fev/2017	4,3	*	9,3	*	3,6	*			5,4	*	10	*	1,0	*	4,5	*	5,5	3,2
Mar/2017	9,5	1,9	6,8	2,3	4,4	0,4	8,5	3,1	6,3	3,9	3,6	1,5	13	6,3	3,7	0,5	6,9	3,8
Abr/2017	2,9	0,3	23	*	7,7	5,4	16	1,7	8,0	8,3	7,9	1,6	6,3	4,8	6,6	4,1	8,9	6,2
Mai/2017	8,1	3,8	28	8,6	32	*	8	*	12	8,4	31	20	6,5	3,2	8,0	3,3	16	13
Jun/2017	8,1	*	23	4,7	13	6,7	21	11	11	2,2	7,9	*	4,4	0,5	7,0	0,9	12	7,7
Jul/2017	14	3,5	31	0,2	17	0,4	21	0,9	3,9	0,4	21	2,1	3,9	1,7	7,0	4,0	15	9,4
Ago/2017	9,7	3,1	50	31	14	3,2	29	14	25	21	14	16	20	20	27	*	23	18
Set/2017	7,8	1,4	28	3,4	14	0,0	11	9,2	8,2	3,8	12	0,5	6,3	4,7	8,1	3,9	12	7,5
Média ponto**	7,8	3,5	24	13	13	6,5	15,1	8,3	11	8,2	12	9,4	6,8	6,9	7,8	5,3	12,2	9,7

Dentre as médias por ponto de amostragem, destacou-se que o local mais próximo ao Porto Dom Pedro II apresentou as maiores médias durante o período amostrado. A FIGURA 36 apresenta os resultados de NO_2 por ponto de amostragem e a FIGURA 37 apresenta a distribuição espacial dos resultados.

FIGURA 36 - RESULTADOS DAS AMOSTRAGENS DE NO_2 AO LONGO DO PERÍODO ESTUDADO, POR PONTO DE AMOSTRAGEM.



Fonte: o autor.



Distribuição da média anual de NO₂ por Paranaguá. Ponto 1 - área de mínima circulação de veículos, em uma escola da Ilha de Valadares; Ponto 2 - na sede da Receita Federal, ao lado do Porto, próximo ao grande fluxo de caminhões e às indústrias de fertilizantes; Ponto 3 - escola próxima à região industrial; Ponto 4 - próximo à intercessão entre duas vias de acesso de grande porte; Ponto 5 - garagem da prefeitura, com amplo fluxo de veículos; Ponto 6 - instituição de ensino superior, em área urbana; Ponto 7 - instituição de ensino superior afastada do centro; Ponto 8 - UBS em Alexandra, próximo à um pólo industrial de fertilizantes, porém distante do centro. Fonte: o autor.

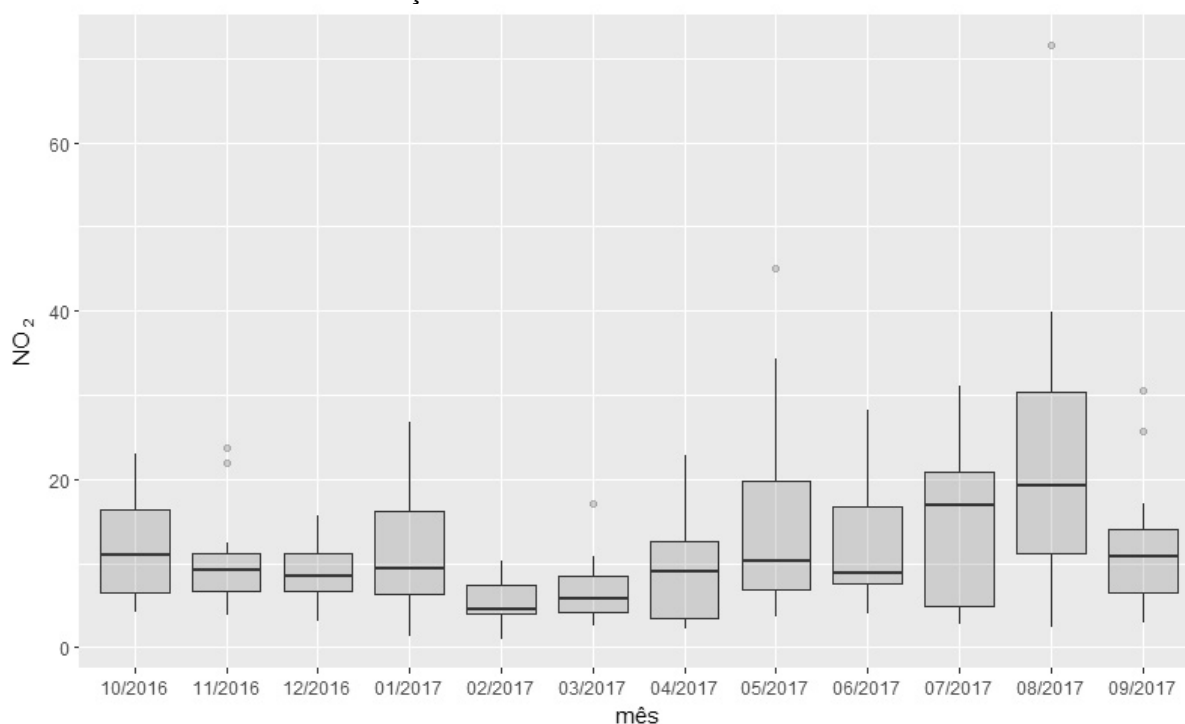
Diversos estudos demonstraram que os níveis de NO₂ crescem de em razão da proximidade de uma rodovia, exaltando a importancia do tráfego para os níveis deste poluente (GILBERT et al., 2003; PLEIJEL et al., 2004; ZHANG et al., 2013). Tal fato vai de encontro ao resultado apresentado na distribuição espacial de NO₂ em Paranaguá, pois além do ponto 2, próximo ao porto e com a influência da navegação oceânica, destacou-se também o ponto 4, próximo ao intercessão entre

de duas vias de grande porte, que se dividem entre o fluxo para a região portuária e para o centro da cidade.

Na Holanda, estimou-se que 60% das emissões são provenientes do tráfego rodoviário de passageiros e mercadorias, e somente 10% da navegação oceânica, (VELDERS et al., 2011). No mesmo sentido, um estudo recente indicou que o tráfego de veículos de grande porte apresenta emissões de NO_x superiores ao que são apresentados em testes de certificação em laboratório. Isto faz com que um terço de toda a frota mundial de caminhões esteja com excesso de emissões a partir dos limites de certificação (ANENBERG et al., 2017). Desta maneira, as fontes primárias para emissão de NO₂ no município de Paranaguá são provenientes da atividade de transporte terrestre de mercadorias por veículos à diesel, sendo que as áreas críticas se localizam próximas aos locais de intercessão entre rodovias e a região portuária.

Os pontos 7 e 8, afastados de grandes conglomerados urbanos apresentaram as menores médias de NO₂, resultados esperado, devido à distância de grandes fontes de emissão veicular (as rodovias próximas apresentam menor fluxo de veículos em relação as vias diretas de acesso ao porto).

As maiores médias de NO₂ foram encontradas nos meses de Julho e Agosto, com tendência de crescimento a partir de Abril, conforme visto na FIGURA 38.

FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO MENSAL DE NO₂ EM PARANAGUÁ NO PERÍODO ESTUDADO.

Fonte: o autor.

A dinâmica encontrada na sazonalidade de NO₂ em Paranaguá, com maiores valores próximos ao inverno já foi descrita por outros estudos, como no Cairo (HASSAN et al., 2013), e na África do Sul (MOODLEY et al., 2011), geralmente influenciada por fenômenos como aumento nos níveis de chuva no verão, ou episódios de inversão térmica no inverno, que impedem a remoção dos poluentes.

6.4.2 Dióxido de Enxofre

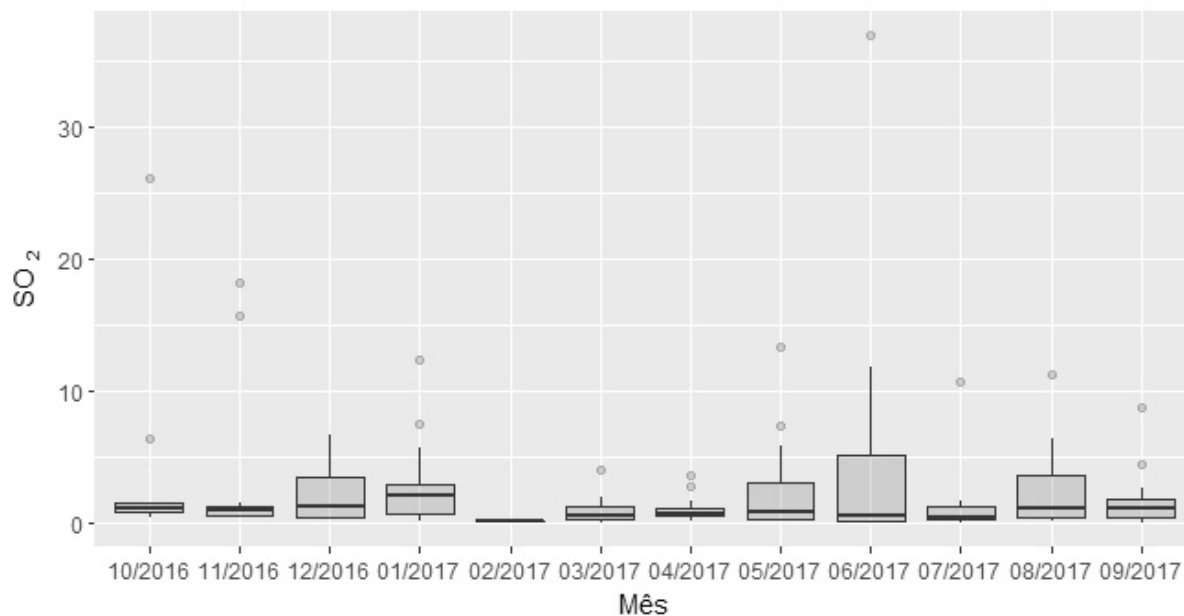
A Tabela 10 apresenta os resultados da amostragem de Dióxido de Nitrogênio em oito pontos em Paranaguá, entre Outubro de 2016 e Setembro de 2017.

Tabela 10: Distribuição mensal e por ponto dos níveis de SO₂ no período estudado. * Não foi calculado desvio pois ocorreu somente uma amostragem.
 **Média calculada através de todas as amostragens, e não a partir das médias mensais.

Pontos:	1		2		3		4		5		6		7		8		Média Ponto **	Desvio **
	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Média	Desvio	Ponto **	Desvio **
Out/2016	1,2	0,5	13	18	1,2	0,2	0,8	*	6,4	*	1,3	0,4	1,1	*	0,4	*	3,6	7,3
Nov/2016	**	*	17	1,7	0,6	0,3	1,0	*	0,7	0,3	1,4	0,2	0,5	0,1	0,9	*	3,5	6,3
Dez/2016	0,4	0,1	3,9	*	3,4	*	1,7	0,7	3,6	*	3,9	4,0	0,4	0,0	**	*	2,2	2,0
Jan/2017	0,7	0,8	2,8	0,0	0,5	*	1,0	*	6,3	8,6	2,7	0,3	3,2	3,6	4,7	4,0	3,0	3,4
Fev/2017	0,1	*	0,2	*	0,1	*	**	*	0,0	*	0,1	*	0,1	*	0,2	*	0,1	0,1
Mar/2017	0,5	0,1	2,9	1,7	0,6	0,1	0,8	0,6	0,2	0,2	0,0	0,0	0,6	0,8	1,7	0,4	0,9	1,0
Abr/2017	0,6	0,1	3,7	*	0,4	0,4	0,4	0,2	0,9	0,1	2,2	0,8	0,6	0,7	0,9	0,4	1,1	1,0
Mai/2017	0,6	0,4	3,1	3,9	7,4	*	0,2	*	1,3	1,0	7,1	8,8	2,2	2,9	1,0	0,9	2,6	3,7
Jun/2017	3,4	*	24	18	3,5	4,4	0,1	0,1	3,3	3,5	0,0	*	0,2	0,1	1,9	2,2	5,0	9,8
Jul/2017	0,4	0,1	5,6	7,3	0,1	0,1	0,6	0,5	0,8	1,1	1,0	0,9	1,3	0,6	0,6	0,8	1,3	2,6
Ago/2017	0,5	0,1	6,9	6,1	3,6	3,5	0,4	0,0	2,5	3,2	0,3	0,2	1,8	0,3	6,4	*	2,6	3,2
Set/2017	0,8	0,4	2,1	0,8	1,2	0,2	0,1	0,0	1,5	1,4	1,0	0,5	4,4	6,2	2,5	2,9	1,7	2,2
Média Mês **	0,7	0,7	7,8	9,6	1,7	2,3	0,6	0,6	2,1	3,0	1,9	3,0	1,4	2,2	1,9	2,2	2,3	4,5

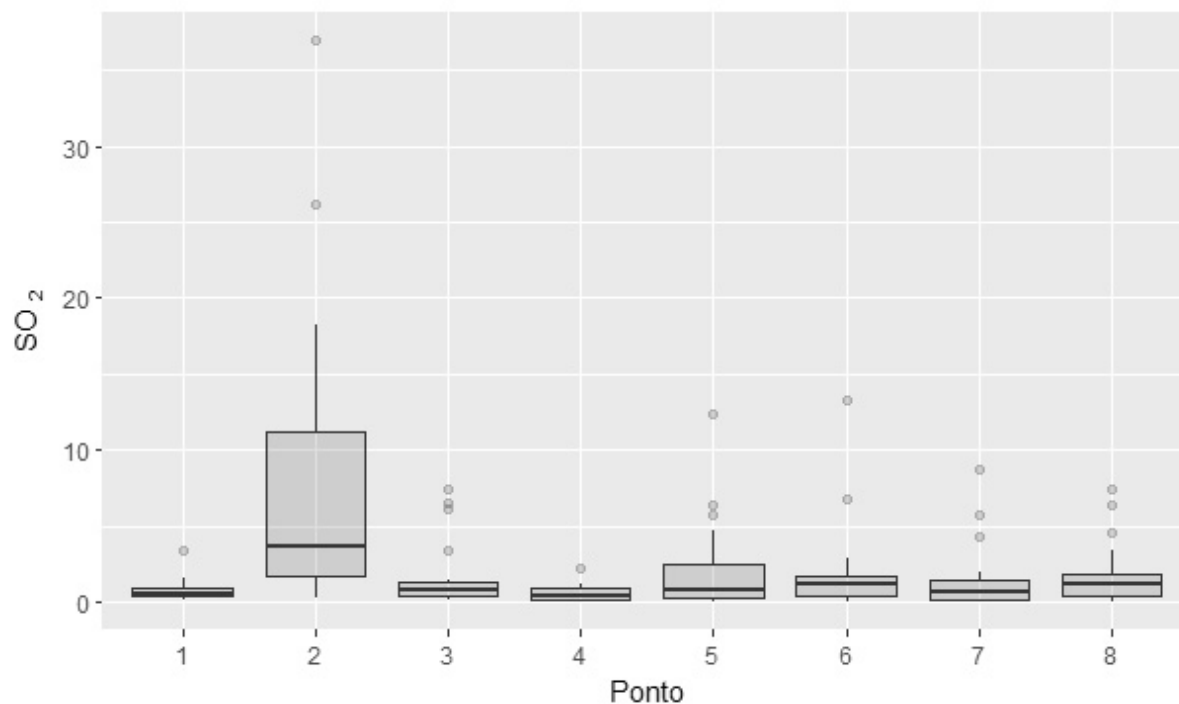
As médias mensais para Dióxido de Enxofre apresentaram valores similares entre si, porém, a distribuição espacial aponta um valor elevado em relação aos outros no ponto mais próximo ao porto Dom Pedro II, como apresentado na FIGURA 39 e FIGURA 40.

FIGURA 39 - DISTRIBUIÇÃO DAS MÉDIAS MENSAIS DE SO₂ EM PARANAGUÁ.



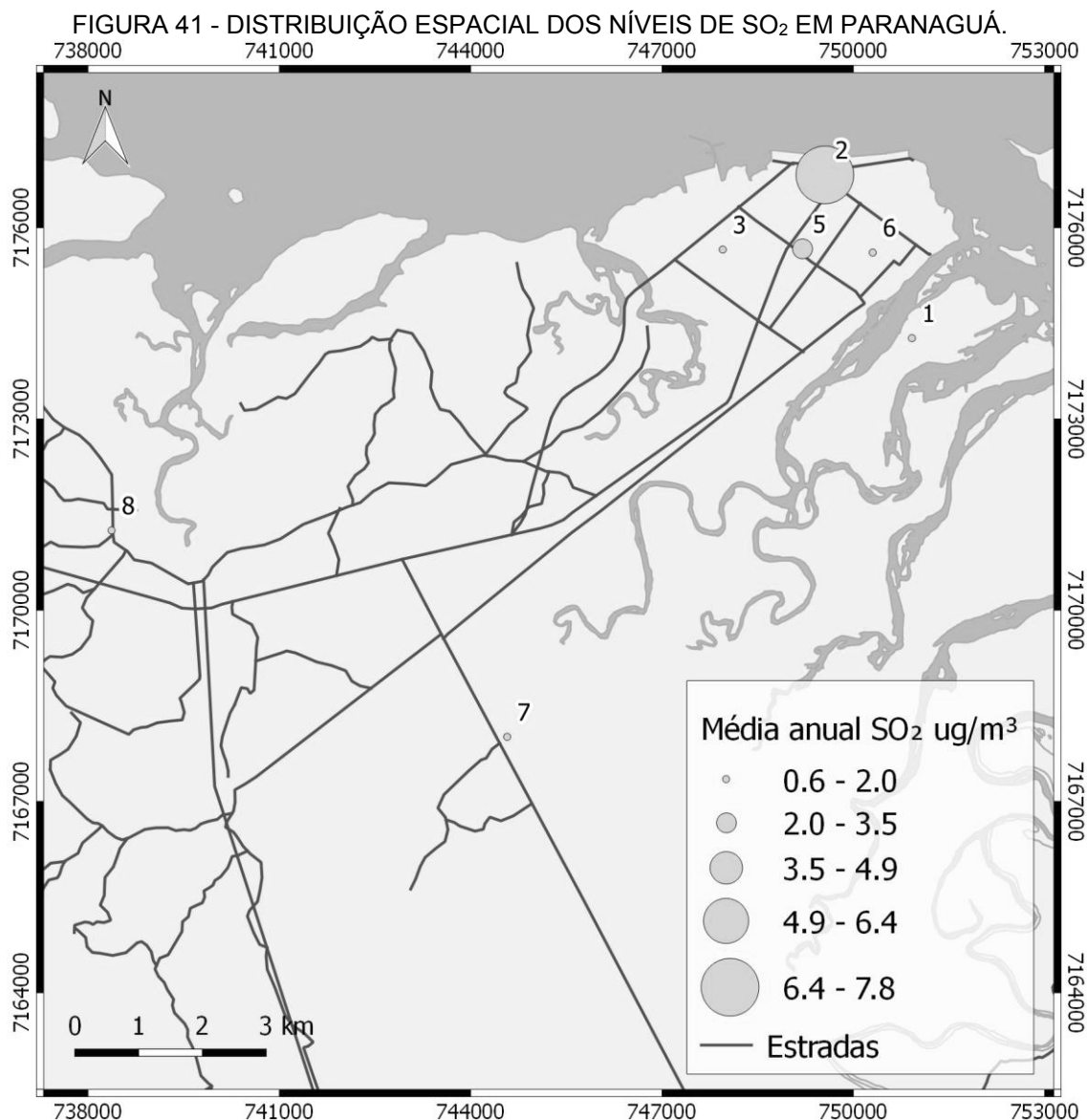
Fonte: o autor.

FIGURA 40 - DISTRIBUIÇÃO POR PONTO DOS NÍVEIS DE SO₂ EM PARANAGUÁ.



Fonte: o autor.

A expressividade do ponto mais próximo do Porto de Paranaguá fica evidente ao se analisar a FIGURA 41, que especializa os resultados obtidos.



Ponto 1 - área de mínima circulação de veículos, em uma escola da Ilha de Valadares; Ponto 2 - na sede da Receita Federal, ao lado do Porto, próximo ao grande fluxo de caminhões e às indústrias de fertilizantes; Ponto 3 - escola próxima à região industrial; Ponto 4 - próximo à intercessão entre duas vias de acesso de grande porte; Ponto 5 - garagem da prefeitura, com amplo fluxo de veículos; Ponto 6 - instituição de ensino superior, em área urbana; Ponto 7 - instituição de ensino superior afastada do centro; Ponto 8 - UBS em Alexandra, próximo à um pólo industrial de fertilizantes, porém distante do centro. Fonte: o autor.

É amplamente reconhecido que o óleo combustível residual ou óleo bunker é em composto rico em enxofre, e que sua utilização compreende uma fonte considerável de SO₂ na atmosfera, sendo que a queima de combustível fóssil por embarcações de grande porte é identificada como uma das principais fontes antropogênicas de SO₂ (CORBETT; WINEBRAKE, 2008; PETROBRÁS, 2013).

Neste sentido, o resultado obtido para Paranaguá, aonde os maiores níveis deste poluente são encontrados no ponto de amostragem localizado próximo aos terminais portuários se mostra condizente com a emissão esperada para a região.

Nos portos da Grécia, as emissões durante o período de permanência dos navios nos portos foram responsáveis por 88,5%, superando os 11,5% relativos aos períodos de manobragem dos navios. De tais emissões, 760,9 toneladas foram atribuídas ao SO₂, valor inferior somente às emissões de NO_x (1887,5 t).

Exalta-se que a redução dos níveis de SO₂ no combustível naval apresenta ganhos econômicos significativos: Em estimativa realizada para a costa oeste dos Estados Unidos, os ganhos líquidos em saúde variaram entre 98 e 284 milhões de dólares anuais, dependendo dos limites estabelecidos (WANG; CORBETT, 2007). Neste sentido, diversos estudos indicam que a redução dos níveis de enxofre nos combustíveis marítimos deve ser prioridade dentre as políticas ambientais que visam a redução das emissões de poluentes atmosféricos. Neste sentido, a Organização Marítima Internacional estabeleceu o limite de 0.50% m/m (massa/massa) a ser alcançado até 2020 (IMO, 2017).

6.4.3 Comparação com estudos prévios

É reconhecido que 10 µg/m³ de exposição ao NO₂ pode resultar em acréscimo de 5 % de mortalidade (HOEK et al., 2013), mesmo assim, a OMS recomenda valores máximos de 40 µg/m³ de média anual para NO₂, valor superior ao encontrado para Paranaguá (24 µg/m³ no ponto de referencia (2)).

A média obtida para Paranaguá (24 µg/m³) apresentou resultados similares de concentração de NO₂ foram encontrados para Curitiba (24 µg/m³), caracterizada pelo alto tráfego, e Cubatão (27 µg/m³), área de intensa atividade industrial. Cidades que apresentaram valores superiores ao de Paranaguá foram Rio de Janeiro (93 µg/m³), que apesar de apresentare a influência portuária, tem como principal fonte de emissões primárias de NO₂ o intenso tráfego de veículos urbanos característicos de uma mega cidade. Também foram encontrados valores superiores em Londres (127 µg/m³), caracterizada também pelo alto tráfego, e Barcelona (42 µg/m³), uma cidade portuária, porém com uma densidade populacional e tráfego de veículos superiores a Paranaguá.

Quanto ao SO₂, identificou-se média anual de 7,8 µg/m³ no ponto de referência (2). A OMS somente regulamenta médias diárias (20 µg/m³) ou média de 10 minutos (500 µg/m³), não comparáveis com os resultados apresentados. Apesar disso, sabe-se que a exposição crônica ao SO₂ pode causar enfermidades respiratórias, agravar problemas de coração prévios e causar morte prematura (PAN, 2011).

A média anual obtida é menor que o identificado em outras regiões portuárias do Brasil, como Vitória (12 µg/m³) ou Santos (10 µg/m³). Porém, é interessante notar que os portos internacionais, aonde a poluição atmosférica é prioridade ambiental, e os níveis de SO₂ são inferiores aos de todos os portos Brasileiros encontrados. Como exemplo, o porto de Barcelona e de Santa Cruz de Tenerife apresentam médias de 3,2 µg/m³ e 4 µg/m³ de SO₂, respectivamente.

A Tabela 11 apresenta uma comparação dos resultados obtidos com outros estudos.

Tabela 11: Comparação dos resultados obtidos para poluentes gasosos com outros estudos.

Município	Densidade Demográfica*	Características das fontes de emissão	NO ₂ µg/m ³			SO ₂ µg/m ³			Ano	Fonte
			Mínima	Média	Máxima	Mínima	Média	Máxima		
Paranaguá – PR**	169,92	Portuário	6,8	24	50	0,2	7,8	24	2016-2017	Este estudo
Curitiba - PR	4.027,04	Tráfego/Petro química	8	-	17	0,9	-	2,5	2009-2011	(GODOI; GODOI; et al., 2013)
Vitória - ES	3.338,30	Portuário	-	-	-	1	12	54	2001-2006	(FREITAS et al., 2016)
Curitiba - PR	4.027,04	Tráfego	-	24	-	-	1,9	-	2007	(GODOI; CARNEIRO; et al., 2013)
Santos - SP	1.494,26	Portuário	-	-	-	-	10	31	2016	(CETESB, 2017)
Guamaré - RN	47,9	Industrial, Costeiro	-	5	-	-	<2,5	-	2006	(MORAES et al., 2010)
Rio de Janeiro – RJ	5.265,82	Tráfego	35	93	216	0	19	96	2004	(CASTRO et al., 2009)
Cubatão - SP - Centro	830,91	Tráfego, industrial	2,9	27	117	1	16	128	1997-2004	(JASINSKI et al., 2011)
Cubatão - SP - Vila Parisi	831,91	Industrial	-	-	-	1	25	183	1997-2004	(JASINSKI et al., 2011)
Barcelona, Espanha	-	Portuário	15	42	72	1,1	3,2	8		
Londres, Inglaterra	-	Tráfego	29	127	261	1,6	6,7	13	2009	(RECHE et al., 2011)
Santa Cruz de Tenerife, Espanha	-	Portuário, tráfego	0,1	7	18	0,4	4	15		
Durban, África do Sul	-	Portuário, Tráfego	-	-	-	***24	-	60****	2001	(MOODLEY et al., 2011)

*Censo 2010, hab/km². ** Ponto 2 usado como referência. Max e Min Mensais. Média anual. ***Média de amostragem em uma semana de Verão.

**** Média de amostragem em uma semana no final do Outono.

7 PARANAGUÁ E O RISCO AMBIENTAL

Recentemente, o porto de Paranaguá alcançou o primeiro lugar em desempenho ambiental segundo o Índice de Desempenho Ambiental (IDA) da ANTAQ (APPA, 2017b). Os resultados apresentados neste trabalho levantam um questionamento tanto sobre a gratificação recebida pelo porto de Paranaguá, quanto a efetividade do índice aplicado pela ANTAQ nos portos brasileiros, que não garante a real mensuração do risco ambiental proporcionado pelas instituições portuárias vigentes. Como já apresentado, este índice não é compatível com o modelo internacional de gestão ambiental portuária.

No ano de 1991, ficou famoso o “Memorando Summers”, aonde Lawrence Summers, então economista chefe do Banco Mundial, apresenta a seguinte idéia: “Cá entre nós, o Banco Mundial não deveria incentivar mais a migração de indústrias poluentes para os países menos desenvolvidos?” (ACSELRAD et al., 2009). Além disso, discutia que isto deveria ser feito pois alguns países são “sub-poluídos”, sua população já apresenta expectativa de vida reduzida, ou que as mortes nestes países apresentam menores custos. A partir desta visão, que mesmo polêmica para a época, ainda circula na mente econômica mundial, é possível sugerir que as frágeis políticas ambientais presentes nos países do sul sejam fruto de um “abandono proposital”, como proposto por Tiepolo (2016), no contexto da Mata Atlântica, visando a contínua exploração dos recursos ambientais e a desterritorialização das comunidades presentes.

Visto que os investimentos no setor portuário são crescentes no contexto brasileiro, continuamente a partir de perspectivas não voltadas ao desenvolvimento integral dos territórios, e voltados em grande parte a flexibilização das trasações e modernização do setor (FARRANHA et al., 2015), é urgente a necessidade de uma gestão ambiental que consiga utilizar-se dos mesmos aspectos econômicos para favorecer as comunidades e os municípios das áreas de influência destes empreendimentos. Neste sentido, diversos métodos de redução de emissões provenientes da navegação oceânica são possíveis, como: redução na quantidade de enxofre no combustível marítimo; lavagem de gases de escape; controle da potência dos motores em áreas próxima ao continente, entre outros (LACK; CORBETT, 2012).

É necessário considerar que a busca pelo desenvolvimento econômico deve considerar o Art. 225 da Constituição Federal de 88, que afirma que “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Assim, exalta-se a importância do ar como bem comum, e do monitoramento e regulação das emissões de poluentes para a atmosfera. Como proposto por Monié e Vidal (2006), a criação de uma nova cultura portuária é necessária, visando a transformação dos portos em vetores de desenvolvimento do territórios.

8 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos possibilitaram identificar fontes de emissão de poluentes na região portuária de Paranaguá, estimando também fatores de mortalidade provenientes das concentrações dos compostos amostrados.

A região estudada apresenta uma sinergia entre fontes de poluentes distintas, tendo a atividade dos terminais portuários, a navegação e o tráfego de veículos de grande porte como principais emissores de compostos para a atmosfera. Neste sentido, os resultados apontam que a região está submetida à diversas atividades antropogênicas que influenciam de maneira significativa na qualidade do ar.

Os níveis de $PM_{2,5}$ em Paranaguá apresentaram média anual de $15 \mu g/m^3$, valor superior às recomendações do padrão americano, europeu e da OMS. A média anual se mostrou similar a de Santos, município que abriga o maior porto brasileiro, e do Rio de Janeiro, que abriga um dos portos de grande porte e apresenta características de megacidade.

Quanto às concentrações médias diárias de $PM_{2,5}$, excedeu-se 34 vezes a recomendação da OMS e o padrão europeu ($25 \mu g/m^3$). A análise da trajetória dos ventos na região identificou que os maiores concentrações ocorrem na com massas de ar na direção "porto-cidade", tendo a região dos terminais portuários como principal fonte de material particulado fino. Desta maneira, considera-se que o acréscimo de 3% no risco de mortalidade causado pela exposição ao $PM_{2,5}$ tem como principal fonte a operação dos terminais na região estudada. De forma adicional, a queda da fração de fuligem no $PM_{2,5}$ durante os finais de semana indica que há também a influência do tráfego de caminhões nas concentrações deste poluente.

As médias de fuligem apresentaram similaridade com outras regiões portuárias mundiais, porém, a ocorrência de episódios de altos níveis de fuligem, com máxima de $241 \mu g/m^3$ apontam que efeitos na saúde são esperados, principalmente pela toxicidade elevada deste tipo de partícula. A principal fonte identificada através da análise de direção dos ventos foi a navegação, contribuindo para altos níveis quando os ventos estão provenientes dos atracadouros. A análise dos níveis de marés também corrobora a identificação das embarcações como principal fonte de fuligem na região estudada.

O tráfego de veículos de grande porte, junto a emissão por embarcações são as principais fontes de emissão primária de NO_2 , que além de apresentar valores elevados próximos à região portuária, também teve destaque próximo à intercessão entre duas vias de grande porte.

Os terminais portuários apresentaram contribuições significativas para as concentrações de material particulado fino, enquanto a navegação oceânica apresenta maiores contribuições para as concentrações de SO_2 e fuligem. O Fluxo de caminhões surge ainda como uma fonte móvel de NO_2 , contribuindo em menor grau também para as frações de fuligem presentes no material particulado fino. Desta forma, a complexidade das emissões na região se apresenta como um desafio para a gestão ambiental portuária no município de Paranaguá.

A partir desta realidade, indica-se que a atividade portuária, subdividida entre o funcionamento dos terminais portuários, a navegação oceânica e o tráfego de veículos de grande porte causa uma redução na qualidade de vida da população de Paranaguá, seja causando/potencializando doenças cardiovasculares e respiratórias nos episódios de altas concentrações, seja pelo aumento no risco de mortalidade causado pela exposição crônica à poluentes de grande probabilidade de deposição no sistema respiratório.

REFERÊNCIAS

- ABRAHÃO, C. S.; BAHL, M. Turismo cultural e desenvolvimento incluyente: o caso de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Turismo em Análise**, v. 22, n. 1, p. 96–118, 2011.
- ACSELRAD, H.; MELLO, C. C. A.; BEZERRA, G. DAS N. **O que é Justiça Ambiental?** Rio de Janeiro: Garannont Universitária, 2009.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS. O Índice de Desempenho Ambiental – IDA. Disponível em: <http://antaq.gov.br/Portal/MeioAmbiente_IDA.asp>. Acesso em: 22/2/2018.
- AILSHIRE, J. A.; CLARKE, P. Fine Particulate Matter Air Pollution and Cognitive Function Among U.S. Older Adults. **GERONB**, v. 70, n. 2, p. 322–328, 2014.
- ALLEN, G. C.; EL-TURKI, A.; HALLAM, K. R.; MCLAUGHLIN, D.; STACEY, M. Role of NO₂ and SO₂ in degradation of limestone. **British Corrosion Journal**, v. 35, n. 1, p. 35–38, 2000.
- AMARO, T. R.; JORGE, M. P. M. P. Concentrações de carbono elementar e ozônio na atmosfera de São José dos Campos. . p.37, 2006. São José dos Campos - SP.
- ANDRADE, M. DE F.; KUMAR, P.; FREITAS, E. D. DE; et al. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66–82, 2017.
- ANDRADE, M. DE F.; MIRANDA, R. M. DE; FORNARO, A.; et al. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere, & Health**, v. 5, n. 1, p. 79–88, 2012.
- ANENBERG, S. C.; MILLER, J.; MINJARES, R.; et al. Impacts and mitigation of excess diesel-related NO_x emissions in 11 major vehicle markets. **Nature**, v. 545, n. 7655, p. 467–471, 2017.
- ANTÓ, J. M.; SUNYER, J.; RODRIGUEZ-ROISIN, R.; et al. Community Outbreaks of Asthma Associated with Inhalation of Soybean Dust. **New England Journal of Medicine**, v. 320, n. 17, p. 1097–1102, 1989.
- ANTONIACONI, G.; VECCHIA, A. D.; SOGABE, P. S.; et al. PREVALÊNCIA DE ASMA E RINITE EM ESTUDANTES DE 13 E 14 ANOS NO MUNICÍPIO DE PARANAGUÁ, PARANÁ. **Litoral do Paraná**. v. 2, 2016. Matinhos - PR: Brazil Publishing.
- APPA. Porto de Paranaguá atinge a marca de 50 milhões de toneladas. Disponível em: <<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=1775>>. Acesso em: 3/3/2018a.
- APPA. Porto de Paranaguá conquista o primeiro lugar do Brasil em desempenho ambiental - Notícias - Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. Disponível em: <<http://www.portosdoparana.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=1761>>. Acesso em: 1/3/2018b.

AYERS, G. P.; KEYWOOD, M. D.; GILLETT, R.; et al. Validation of passive diffusion samplers for SO₂ and NO₂. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 20, p. 3587–3592, 1998.

BAILEY, D.; SOLOMON, G. Pollution prevention at ports: clearing the air. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 24, n. 7 á 8, p. 749–774, 2004.

BARBOSA, C. G. G. **Monitoramento de material particulado fino na cidade de Manaus para avaliação de potenciais riscos à saúde da população e caracterização de material particulado em ambiente de florestas (Atto - Amazonian tall tower observatory)- Amazonas, Brasil**, 2014. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Ambiental), Curitiba - PR: UFPR. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/35919>>. Acesso em: 13/4/2017.

BECK, U. **Sociedade do Risco: Rumo a Uma Outra Modernidade**. São Paulo: Editora 34, 2010.

BENETELLO, F.; SQUIZZATO, S.; HOFER, A.; et al. Estimation of local and external contributions of biomass burning to PM_{2.5} in an industrial zone included in a large urban settlement. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 2, p. 2100–2115, 2017.

BERECHMAN, J.; TSENG, P.-H. Estimating the environmental costs of port related emissions: The case of Kaohsiung. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 17, n. 1, p. 35–38, 2012.

BOLDRINI, E. B.; SOARES, C. R.; PAULA, E. V. DE. **Dragagens Portuárias no Brasil**. Antonina: ADEMADAN, 2007.

BOND, T. C.; DOHERTY, S. J.; FAHEY, D. W.; et al. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment: BLACK CARBON IN THE CLIMATE SYSTEM. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 118, n. 11, p. 5380–5552, 2013.

BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; BÖHM, G. M.; SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, v. 0, n. 51, p. 58, 2001.

BRASIL. **LEI Nº 12.815, DE 5 DE JUNHO DE 2013**. 2013.

BRIMBLECOMBE, P. **Air Composition and Chemistry**. Cambridge University Press, 1996.

BROOK, R. D.; RAJAGOPALAN, S.; POPE, C. A.; et al. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease. **Circulation**, v. 121, n. 21, p. 2331–2378, 2010.

BRUNEKREEF, B.; HOLGATE, S. T. Air pollution and health. **The Lancet**, v. 360, n. 9341, p. 1233–1242, 2002.

CAMPOS, V. P.; CRUZ, L. P. S.; GODOI, R. H. M.; GODOI, A. F. L.; TAVARES, T. M. Development and validation of passive samplers for atmospheric monitoring of SO₂, NO₂, O₃ and H₂S in tropical areas. **Microchemical Journal**, Brazilian National Meeting of Analytical Chemistry, 2009., v. 96, n. 1, p. 132–138, 2010.

CAMPOS NETO, C. A. DA S.; PÊGO FILHO, B.; ROMMINGER, A. E.; FERREIRA, I. M. Portos brasileiros 2009: ranking, área de influência, porte e valor agregado médio dos produtos movimentados. , 2009. Disponível em: <<http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/2606>>. Acesso em: 13/1/2017.

- CARSLAW, D. C.; ROPKINS, K. openair — An R package for air quality data analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 27–28, n. 0, p. 52–61, 2012.
- CASTRO, H. A. DE; CUNHA, M. F. DA; MENDONÇA, G. A. E S.; et al. Effect of air pollution on lung function in schoolchildren in Rio de Janeiro, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 43, n. 1, p. 26–34, 2009.
- CETESB. Avaliação da qualidade do ar no município de Santos 2011 a 2014. , 2015.
- CETESB, C. A. D. E. D. S. P. **QUALIDADE DO AR NO ESTADO DE SÃO PAULO - 2016**. São Paulo - SP: CETESB, 2017.
- CETESB, C. A. DO E. DE S. P. Padrões de Qualidade do Ar. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/>>. Acesso em: 12/3/2018.
- CHEN, J.-C.; WANG, X.; WELLENIUS, G. A.; et al. Ambient Air Pollution and Neurotoxicity on Brain Structure: Evidence from Women's Health Initiative Memory Study. **Annals of Neurology**, 2015.
- COMER, B.; OLMER, N.; MAO, X.; ROY, B.; RUTHERFORD, D. BLACK CARBON EMISSIONS AND FUEL USE IN GLOBAL SHIPPING. , 2017.
- CORBETT, J. J.; WINEBRAKE, J. **The Impacts of Globalisation on International Maritime Transport Activity: Past Trends and Future Perspectives. Paper read at Global Forum on Transport and Environment in a Globalising World, at Guadalajara, Mexico.** 2008.
- CORBETT, J. J.; WINEBRAKE, J. J.; GREEN, E. H.; et al. Mortality from Ship Emissions: A Global Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 24, p. 8512–8518, 2007.
- COX, R. M. The use of passive sampling to monitor forest exposure to O₃, NO₂ and SO₂: a review and some case studies. **Environmental Pollution**, v. 126, n. 3, p. 301–311, 2003.
- DONATEO, A.; GREGORIS, E.; GAMBARO, A.; et al. Contribution of harbour activities and ship traffic to PM_{2.5}, particle number concentrations and PAHs in a port city of the Mediterranean Sea (Italy). **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 21, n. 15, p. 9415–9429, 2014.
- DRINOVEC, L.; MOČNIK, G.; ZOTTER, P.; et al. The “dual-spot” Aethalometer: an improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation. **Atmos. Meas. Tech.**, v. 8, n. 5, p. 1965–1979, 2015.
- DUARTE, E. DE S. F. Análise e caracterização do material particulado atmosférico fino em uma região metropolitana de Natal-RN. , 2016. Disponível em: <<https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/22143>>. Acesso em: 28/2/2018.
- ECONOMIST INTELLIGENCE UNIT. Supersized Cities: China's 13 Megalopolises. , 2012.
- EEFTENS, M.; TSAI, M.-Y.; AMPE, C.; et al. Spatial variation of PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5} absorbance and PM_{coarse} concentrations between and within 20 European study areas and the relationship with NO₂ – Results of the ESCAPE project. **Atmospheric Environment**, v. 62, p. 303–317, 2012.
- EGRES, A. G.; MARTINS, C. C.; OLIVEIRA, V. M. DE; CUNHA LANA, P. DA. Effects of an experimental in situ diesel oil spill on the benthic community of unvegetated

tidal flats in a subtropical estuary (Paranaguá Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 12, p. 2681–2691, 2012.

ELLER, P. M.; CASSINELLI, M. E. **NIOSH manual of analytical methods**. Diane Publishing, 1994.

ENDRESEN, Ø.; BAKKE, J.; SØRGÅRD, E.; BERGLEN, T. F.; HOLMVANG, P. Improved modelling of ship SO₂ emissions—a fuel-based approach. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 20, p. 3621–3628, 2005.

ESPO. **ESPO / EcoPorts Port Environmental Review 2016**. European Sea Ports Organisation, 2016.

FAJERSZTAJN, L.; VERAS, M.; BARROZO, L. V.; SALDIVA, P. Air pollution: a potentially modifiable risk factor for lung cancer. **Nature Reviews Cancer**, v. 13, n. 9, p. 674–678, 2013.

FARRANHA, A. C.; FREZZA, C. DA S.; BARBOSA, F. DE O.; et al. NOVA LEI DOS PORTOS: DESAFIOS JURÍDICOS E PERSPECTIVAS DE INVESTIMENTOS. **Revista Direito GV**, v. 11, n. 1, p. 89–116, 2015.

FREITAS, C. U. DE; LEON, A. P. DE; JUNGER, W.; GOUVEIA, N. Air pollution and its impacts on health in Vitoria, Espírito Santo, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 50, 2016. Disponível em:

<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0034-89102016000100202&lng=pt&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 15/1/2017.

GATTO, N. M.; HENDERSON, V. W.; HODIS, H. N.; et al. Components of air pollution and cognitive function in middle-aged and older adults in Los Angeles. **NeuroToxicology**, v. 40, p. 1–7, 2014.

GILBERT, N. L.; WOODHOUSE, S.; STIEB, D. M.; BROOK, J. R. Ambient nitrogen dioxide and distance from a major highway. **Science of The Total Environment**, v. 312, n. 1–3, p. 43–46, 2003.

GODOI, R. H. M.; CARNEIRO, B. H. B.; PARALOVO, S. L.; et al. Indoor air quality of a museum in a subtropical climate: The Oscar Niemeyer museum in Curitiba, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 452–453, p. 314–320, 2013.

GODOI, R. H. M.; GODOI, A. F. L.; GONÇALVES JUNIOR, S. J.; et al. Healthy environment — indoor air quality of Brazilian elementary schools nearby petrochemical industry. **Science of The Total Environment**, v. 463–464, p. 639–646, 2013.

GODOI, R. H. M.; KONTOZOVA, V.; VAN GRIEKEN, R. The shielding effect of the protective glazing of historical stained glass windows from an atmospheric chemistry perspective: Case study Sainte Chapelle, Paris. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 7, p. 1255–1265, 2006.

GÖTSCHI, T.; HEINRICH, J.; SUNYER, J.; KÜNZLI, N. Long-term effects of ambient air pollution on lung function: a review. **Epidemiology (Cambridge, Mass.)**, v. 19, n. 5, p. 690–701, 2008.

GRAHAME, T. J.; KLEMM, R.; SCHLESINGER, R. B. Public health and components of particulate matter: The changing assessment of black carbon. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 64, n. 6, p. 620–660, 2014.

GUARNIERI, M.; BALMES, J. R. Outdoor air pollution and asthma. **The Lancet**, v. 383, n. 9928, p. 1581–1592, 2014.

GURGATZ, B. M.; CARVALHO-OLIVEIRA, R.; OLIVEIRA, D. C. DE; et al. Atmospheric metal pollutants and environmental injustice: A methodological approach to environmental risk analysis using fuzzy logic and tree bark. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 428–437, 2016.

GURGATZ, B. M.; MOREIRA, C. A. B.; ANTONIACONI, G.; REIS, R. A. TELOSCHISTES FLAVICANS (SW.) NORMAN COMO INDICADOR DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM PARANAGUÁ – PR. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, , n. 44, p. 27–39, 2017.

GYÖRGY MIKLÓS BÖHM; SALDIVA, P. H. N.; PASQUALUCCI, C. A. G.; et al. Biological effects of air pollution in São Paulo and Cubatão. **Environmental Research**, v. 49, n. 2, p. 208–216, 1989.

HAN, X.; NAEHER, L. P. A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world. **Environment International**, v. 32, n. 1, p. 106–120, 2006.

HANSEN, A. D. A.; ROSEN, H.; NOVAKOV, T. The aethalometer — An instrument for the real-time measurement of optical absorption by aerosol particles. **Science of The Total Environment**, Carbonaceous Particles in the Atmosphere 1983., v. 36, p. 191–196, 1984.

HASSAN, S. K.; EL-ABSSAWY, A. A.; KHODER, M. I. Characteristics of gas-phase nitric acid and ammonium-nitrate-sulfate aerosol, and their gas-phase precursors in a suburban area in Cairo, Egypt. **Atmospheric Pollution Research**, v. 4, n. 1, p. 117–129, 2013.

HOEK, G.; BRUNEKREEF, B.; HOFSCHEUDER, P.; LUMENS, M. Effects of air pollution episodes on pulmonary function and respiratory symptoms. **Toxicol Ind Health**, v. 6, n. 5, p. 189–197, 1990.

HOEK, G.; KRISHNAN, R. M.; BEELEN, R.; et al. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. **Environmental Health**, v. 12, p. 43, 2013.

HU, J.; WANG, Y.; YING, Q.; ZHANG, H. Spatial and temporal variability of PM_{2.5} and PM₁₀ over the North China Plain and the Yangtze River Delta, China. **Atmospheric Environment**, v. 95, p. 598–609, 2014.

HUSAIN, L.; DUTKIEWICZ, V. A.; KHAN, A. J.; GHOURI, B. M. Characterization of carbonaceous aerosols in urban air. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 32, p. 6872–6883, 2007.

IAP. Paranaguá ganha Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar. Disponível em: <<http://www.iap.pr.gov.br/modules/noticias/article.php?storyid=930>>. Acesso em: 15/1/2017.

IARC, I. A. FOR R. ON C. IARC: Diesel engine exhaust carcinogenic. **Press release**, v. 213, 2012.

IMO, I. M. O. **The 2020 global sulphur limit**. 2017.

Inea - Portal. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/MegaDropDown/Monitoramento/Monitoramentodoar-EmiQualidade/index.htm&lang=PT-BR>>. Acesso em: 15/1/2017.

INSTITUTO ENERGIA E MEIO AMBIENTE. 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. , 2011.

INSTITUTO ENERGIA E MEIO AMBIENTE. 1º Inventário Emissões Atmosféricas do Transporte Ferroviário de Cargas. , 2012.

INSTITUTO ENERGIA E MEIO AMBIENTE. Inventário nacional de emissões atmosféricas da aviação civil. , 2014a.

INSTITUTO ENERGIA E MEIO AMBIENTE. 1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. , 2014b.

JANSSEN, N. A. H.; HOEK, G.; SIMIC-LAWSON, M.; et al. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM10 and PM2.5. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 12, p. 1691–1699, 2011.

JASINSKI, R.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Air pollution and pediatric hospital admissions due to respiratory diseases in Cubatão, São Paulo State, Brazil, from 1997 to 2004. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 27, n. 11, p. 2242–2252, 2011.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 2, p. 362–367, 2008.

KATSOUYANNI, K. Ambient air pollution and health. **British Medical Bulletin**, v. 68, n. 1, p. 143–156, 2003.

KLOMPMAKER, J. O.; MONTAGNE, D. R.; MELIEFSTE, K.; HOEK, G.; BRUNEKREEF, B. Spatial variation of ultrafine particles and black carbon in two cities: Results from a short-term measurement campaign. **Science of The Total Environment**, v. 508, p. 266–275, 2015.

LACK, D. A.; CORBETT, J. J. Black carbon from ships: a review of the effects of ship speed, fuel quality and exhaust gas scrubbing. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 12, n. 9, p. 3985–4000, 2012.

LIM, S. S.; VOS, T.; FLAXMAN, A. D.; et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. **The Lancet**, v. 380, n. 9859, p. 2224–2260, 2012.

LIMA, R. M. DE; POLICARPO, N. A.; CAVALCANTE, F. S. Á.; OLIVEIRA, M. L. M. DE; SANTOS ARAÚJO, R. DOS. CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO, FUMAÇA E BLACK CARBON SOB INFLUÊNCIA DO FLUXO VEICULAR EM UM TRECHO URBANO NA CIDADE DE FORTALEZA–CEARÁ. , 2015.

LOVE, J.; SELKER, R.; MARSMAN, M.; et al. JASP (Version 0.7). **Computer software**, 2015.

MAGALHAES, S.; BAUMGARTNER, J.; WEICHENTHAL, S. Impacts of exposure to black carbon, elemental carbon, and ultrafine particles from indoor and outdoor sources on blood pressure in adults: A review of epidemiological evidence. **Environmental Research**, v. 161, p. 345–353, 2018.

MAHER, B. A.; AHMED, I. A. M.; KARLOUKOVSKI, V.; et al. Magnetite pollution nanoparticles in the human brain. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 39, p. 10797–10801, 2016.

MARAGKOGIANNI, A.; PAPAETHIMIOU, S. Evaluating the social cost of cruise ships air emissions in major ports of Greece. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 36, p. 10–17, 2015.

MARĆ, M.; TOBISZEWSKI, M.; ZABIEGAŁA, B.; GUARDIA, M. DE LA; NAMIEŚNIK, J. Current air quality analytics and monitoring: A review. **Analytica Chimica Acta**, v. 853, p. 116–126, 2015.

MARPLE, V. A.; RUBOW, K. L.; TURNER, W.; SPENGLER, J. D. Low Flow Rate Sharp Cut Impactors for Indoor Air Sampling: Design and Calibration. **JAPCA**, v. 37, n. 11, p. 1303–1307, 1987.

MARQUES, J. A.; SILVA DE ASSIS, H. C.; GUILSKI, I. C.; et al. Antioxidant defense responses in *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) exposed to an experimental diesel oil spill in Paranaguá Bay (Paraná, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 107, p. 269–275, 2014.

MARQUES, T. C. S. Compostos apolares e fontes emissoras dos aerossóis no Porto e Coimbra. Disponível em: <<http://ria.ua.pt/handle/10773/647>>. Acesso em: 5/3/2018.

MARTINS, C. C.; BRAUN, J. A. F.; SEYFFERT, B. H.; MACHADO, E. C.; FILLMANN, G. Anthropogenic organic matter inputs indicated by sedimentary fecal steroids in a large South American tropical estuary (Paranaguá estuarine system, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 11, p. 2137–2143, 2010.

MESQUITA, P. L. DE. Sistema Portuário Nacional. Disponível em: <<http://www.portosdobrasil.gov.br/assuntos-1/sistema-portuario-nacional>>. Acesso em: 29/7/2015.

MIRANDA, R. M. DE; ANDRADE, M. DE F.; FORNARO, A.; et al. Urban air pollution: a representative survey of PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 5, n. 1, p. 63–77, 2012.

MIRANDA, R. M. DE; PEREZ-MARTINEZ, P. J.; FATIMA ANDRADE, M. DE; RIBEIRO, F. N. D. Relationship between black carbon (BC) and heavy traffic in São Paulo, Brazil. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, 2017. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1361920917300603>>.

MONIÉ, F.; VIDAL, S. M. DO S. C. Cidades, portos e cidades portuárias na era da integração produtiva. **Revista de Administração Pública**, v. 40, n. 6, p. 975–995, 2006.

MOODLEY, K. G.; SINGH, S.; GOVENDER, S. Passive monitoring of nitrogen dioxide in urban air: A case study of Durban metropolis, South Africa. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 9, p. 2145–2150, 2011.

MOOIBROEK, D.; SCHAAP, M.; WEIJERS, E. P.; HOOGERBRUGGE, R. Source apportionment and spatial variability of PM_{2.5} using measurements at five sites in the Netherlands. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 25, p. 4180–4191, 2011.

MORAES, A. C. L. DE; IGNOTTI, E.; NETTO, P. A.; et al. Wheezing in children and adolescents living next to a petrochemical plant in Rio Grande do Norte, Brazil. **Jornal de Pediatria**, v. 86, n. 4, p. 337–344, 2010.

MOREIRA, C. A. B. **Avaliação da Qualidade do Ar no Município de Paranaguá Utilizando Indicadores Biológicos**, 2011. TCC(Bacharelado em Gestão Ambiental), Matinhos: Universidade Federal do Paraná Setor Litoral.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. DA; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NUNES, R. A. O.; ALVIM-FERRAZ, M. C. M.; MARTINS, F. G.; SOUSA, S. I. V. The activity-based methodology to assess ship emissions - A review. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 87–103, 2017.

OLSON, M. R.; VICTORIA GARCIA, M.; ROBINSON, M. A.; et al. Investigation of black and brown carbon multiple-wavelength-dependent light absorption from biomass and fossil fuel combustion source emissions. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, n. 13, p. 2014JD022970, 2015.

O'NEILL, M. S.; JERRETT, M.; KAWACHI, I.; et al. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, n. 16, p. 1861–1870, 2003.

PAN, X. Sulfur Oxides: Sources, Exposures and Health Effects. In: J. O. Nriagu (Org.); **Encyclopedia of Environmental Health**. p.290–296, 2011. Burlington: Elsevier. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780444522726000696>>. .

PÉREZ, N.; PEY, J.; RECHE, C.; et al. Impact of harbour emissions on ambient PM10 and PM2.5 in Barcelona (Spain): Evidences of secondary aerosol formation within the urban area. **Science of The Total Environment**, v. 571, p. 237–250, 2016.

PETROBRÁS. Combustíveis Marítimos - Informações Técnicas. , 2013. Disponível em: <<http://sites.petrobras.com.br/minisite/assistenciatecnica/public/downloads/manual-tecnico-combustiveis-maritimos-assistencia-tecnica-petrobras.pdf>>. Acesso em: 1/2/2018.

PETZOLD, A.; OGREN, J. A.; FIEBIG, M.; et al. Recommendations for reporting “black carbon” measurements. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 13, n. 16, p. 8365–8379, 2013.

PIERRI, N.; ANGULO, R. J.; SOUZA, M. C. DE; KIM, M. K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, n. 0, 2006. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/made/article/view/9849>>. Acesso em: 24/11/2015.

PLEIJEL, H.; KARLSSON, G. P.; GERDIN, E. B. On the logarithmic relationship between NO2 concentration and the distance from a highroad. **Science of The Total Environment**, v. 332, n. 1–3, p. 261–264, 2004.

POLEZER, G. **AVALIAÇÃO DA PARTICIPAÇÃO DAS FONTES AUTOMOTIVAS NA EMISSÃO DE MATERIAL PARTICULADO FINO E OS RISCOS À SAÚDE ASSOCIADOS**, 2013. TCC - Engenharia Ambiental, Curitiba - PR: UFPR. Acesso em: 28/3/2017.

POLEZER, G. **Materiais antropogênicos suspensos na atmosfera de Curitiba**, 2015. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Ambiental), Curitiba - PR: UFPR. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/41382>>. Acesso em: 28/3/2017.

POLEZER, G.; TADANO, Y. S.; SIQUEIRA, H. V.; et al. Assessing the impact of PM_{2.5} on respiratory disease using artificial neural networks. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 394–403, 2018.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation, 2015.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RECHE, C.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; et al. New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 11, n. 13, p. 6207–6227, 2011.

REYMÃO, M. S. F.; CURY, P. M.; LICHTENFELS, A. J. F. C.; et al. Urban Air Pollution Enhances the Formation of Urethane-Induced Lung Tumors in Mice. **Environmental Research**, v. 74, n. 2, p. 150–158, 1997.

SALDIVA, P. H. N.; LICHTENFELS, A. J. F. C.; PAIVA, P. S. O.; et al. Association between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory Diseases in Children in São Paulo, Brazil: A Preliminary Report. **Environmental Research**, v. 65, n. 2, p. 218–225, 1994.

SANDRADEWI, J.; PRÉVÔT, A. S. H.; SZIDAT, S.; et al. Using Aerosol Light Absorption Measurements for the Quantitative Determination of Wood Burning and Traffic Emission Contributions to Particulate Matter. **Environmental Science & Technology**, v. 42, n. 9, p. 3316–3323, 2008.

SANTOS, L. H. M. DOS; KERR, A. A. F. S.; VERÍSSIMO, T. G.; et al. Analysis of atmospheric aerosol (PM_{2.5}) in Recife city, Brazil. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 64, n. 5, p. 519–528, 2014.

SCHIOCHET, M. F. C. **DETERMINAÇÃO DE DIÓXIDO DE NITROGÊNIO, OZÔNIO, DIÓXIDO DE ENXOFRE, ACETALDEÍDO E FORMALDEÍDO NA ATMOSFERA DA CIDADE DE MANAUS, AM**, 2017. Trabalho de Conclusão de Curso - Engenharia Ambiental, Curitiba - PR: Universidade Federal do Paraná.

SEGERSSON, D.; ENEROTH, K.; GIDHAGEN, L.; et al. Health Impact of PM₁₀, PM_{2.5} and Black Carbon Exposure Due to Different Source Sectors in Stockholm, Gothenburg and Umea, Sweden. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 7, 2017. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5551180/>>. .

SEXTON, K. Sociodemographic aspects of human susceptibility to toxic chemicals: Do class and race matter for realistic risk assessment? **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 4, n. 3–4, p. 261–269, 1997.

SEXTON, K.; GONG, H.; BAILAR, J. C.; et al. Air pollution health risks: do class and race matter? **Toxicol Ind Health**, v. 9, n. 5, p. 843–878, 1993.

SHAH, A. S.; LANGRISH, J. P.; NAIR, H.; et al. Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis. **The Lancet**, v. 382, n. 9897, p. 1039–1048, 2013.

SINGH, S.; TIWARI, S.; HOPKE, P. K.; et al. Ambient black carbon particulate matter in the coal region of Dhanbad, India. **Science of The Total Environment**, v. 615, p. 955–963, 2018.

SMAC. MonitorAr-Rio - prefeitura.rio. Disponível em: <<http://www.rio.rj.gov.br/web/smac/monitorar-rio>>. Acesso em: 15/1/2017.

SMITH, T. W. P.; JALKANEN, J. P.; ANDERSON, B. A.; et al. Third IMO greenhouse gas study 2014. **Int. Marit. Organ**, v. 327, 2014.

SPINELLI, L. M.; ROSARIO, N. A.; RIEDI, C. A.; et al. Risk Factors for Asthma in Adolescents: ISAAC Phase II in a Brazilian Coast City. **Journal of Allergy and Clinical Immunology**, Program and Abstracts of Papers to be Presented During Scientific Sessions 2007 AAAAI Annual Meeting 2007 AAAAI Annual Meeting., v. 119, n. 1, Supplement, p. S103, 2007.

SWAANS, W.; GOELEN, E.; FRÉ, R. D.; et al. Laboratory and field validation of a combined NO₂–SO₂ Radiello passive sampler. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 9, n. 11, p. 1231–1240, 2007.

TIAN, L.; HO, K.; LOUIE, P. K. K.; et al. Shipping emissions associated with increased cardiovascular hospitalizations. **Atmospheric Environment**, v. 74, p. 320–325, 2013.

TIEPOLO, L. M. A inquietude da mata atlântica: reflexões sobre a política do abandono em uma terra cobiçada. **Guaju**, v. 1, n. 2, p. 96–109, 2016.

TOLIS, E. I.; SARAGA, D. E.; FILIOU, K. F.; et al. One-year intensive characterization on PM_{2.5} nearby port area of Thessaloniki, Greece. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 9, p. 6812–6826, 2015.

TURNER, W. A.; OLSON, B. A.; ALLEN, G. A. Calibration of Sharp Cut Impactors for Indoor and Outdoor Particle Sampling. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 50, n. 4, p. 484–487, 2000.

URIA-TELLAETXE, I.; CARSLAW, D. C. Conditional bivariate probability function for source identification. **Environmental Modelling & Software**, v. 59, p. 1–9, 2014.

US EPA, O. Particulate Matter (PM) Basics. Disponível em: <<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>>. Acesso em: 2/5/2017.

VAROTSOS, C.; TZANIS, C.; CRACKNELL, A. The enhanced deterioration of the cultural heritage monuments due to air pollution. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 16, n. 5, p. 590–592, 2009.

VELDERS, G. J. M.; GEILENKIRCHEN, G. P.; LANGE, R. DE. Higher than expected NO_x emission from trucks may affect attainability of NO₂ limit values in the Netherlands. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 18, p. 3025–3033, 2011.

VENTURA, L. M. B.; MATEUS, V. L.; ALMEIDA, A. C. S. L. DE; et al. Chemical composition of fine particles (PM_{2.5}): water-soluble organic fraction and trace metals. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 10, n. 7, p. 845–852, 2017.

WANG, C.; CORBETT, J. J. The costs and benefits of reducing SO₂ emissions from ships in the US West Coastal waters. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 12, n. 8, p. 577–588, 2007.

WHO. Air Quality Guidelines for Europe. , 2000.

WHO. 7 million premature deaths annually linked to air pollution. Disponível em: <<http://www.who.int>>. Acesso em: 29/7/2015.

WICHMANN, H. E.; MUELLER, W.; ALLHOFF, P.; et al. Health effects during a smog episode in West Germany in 1985. **Environmental Health Perspectives**, v. 79, p. 89–99, 1989.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide**. Europe: World Health Organization, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health effects of black carbon**. Copenhagen: WHO, 2012.

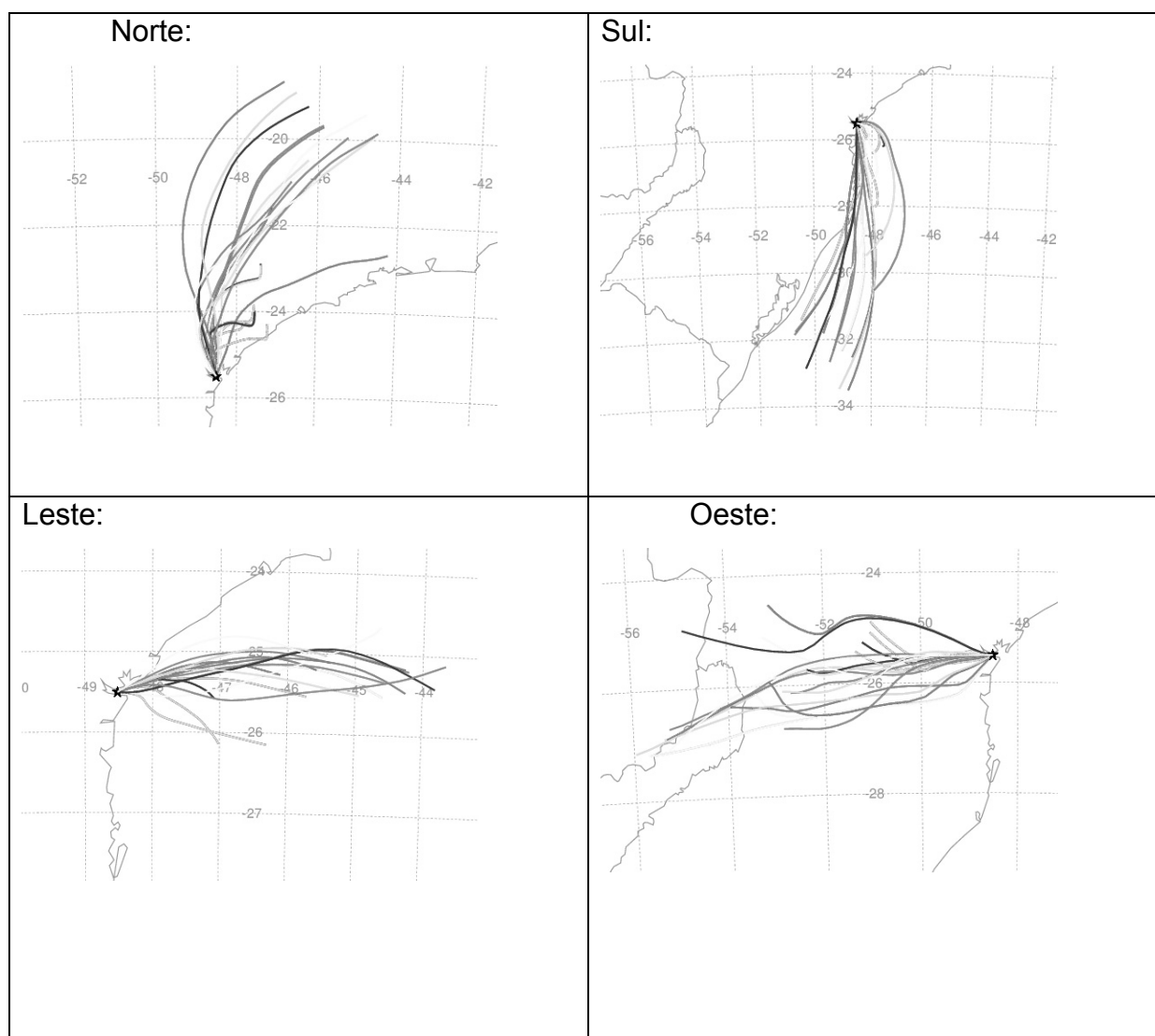
WORLD POPULATION REVIEW. World Population Review. Disponível em: <<http://worldpopulationreview.com/world-cities/barcelona-population/>>. Acesso em: 12/3/2018.

ZHANG, L.; GUAN, Y.; LEADERER, B. P.; HOLFORD, T. R. ESTIMATING DAILY NITROGEN DIOXIDE LEVEL: EXPLORING TRAFFIC EFFECTS. **The annals of applied statistics**, v. 7, n. 3, 2013. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3856232/>>. .

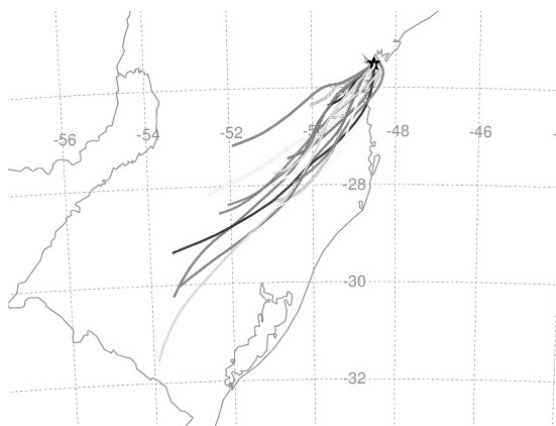
ZHENG, S.; WANG, M.; WANG, S.; TAO, Y.; SHANG, K. Short-Term Effects of Gaseous Pollutants and Particulate Matter on Daily Hospital Admissions for Cardio-Cerebrovascular Disease in Lanzhou: Evidence from a Heavily Polluted City in China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 10, n. 2, p. 462–477, 2013.

APÊNDICE A

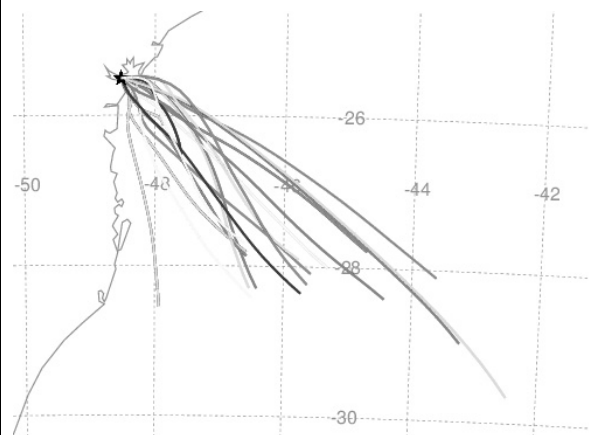
Modelo de trajetórias utilizado para classificação dos dias amostrados. Devido a magnitude das imagens, é considerado a direção próxima do ponto de amostragem, e não ao final da cauda.



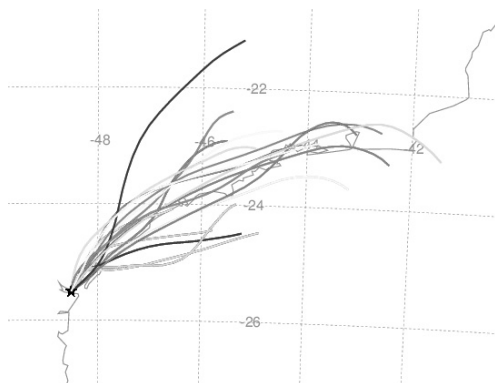
Sudoeste:



Sudeste



Nordeste:



Noroeste:

